Excellence scientifique • Protection et conservation des ressources • Bénéfices aux Canadiens
Scientific Excellence • Resource Protection & Conservation • Benefits for Canadians

Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent).

P.Bertrand, G.Verreault, Y.Vigneault et G.Walsh

Direction des Sciences biologiques
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
C.P.1000, Mont-Joli Québec G5H 3Z4

Décembre 1988

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques
No. 1669**

Pêches et Océans Fisheries and Oceans

Canada

89-02141/

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet de fond, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, soit les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans le revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont inscrits dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office de recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1–456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457–714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715–924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1669

Décembre 1988

Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent)

P. Bertrand[1], G. Verreault[1], Y. Vigneault[2] et G. Walsh

Direction des Sciences biologiques
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
C.P. 1 000
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4

Adresse actuelle:

1 Lapel Groupe-conseil, 1400, St-Jean Baptiste, Suite 202, Québec (Québec), G2E 5B7

2 Ministère des Pêches et des Océans, 901, Cap Diamant, C.P. 15 500, Québec (Québec), G1K 7Y7

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1988
No de catalogue Fs 97-6/1669F ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication:

Bertrand, P., G. Verreault, Y. Vigneault et G. Walsh. 1988. Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1669: ix + 42 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES TABLEAUX v

LISTE DES FIGURES vi

LISTE DES ANNEXES vii

RÉSUMÉ viii

ABSTRACT viii

PRÉFACE ix

INTRODUCTION 1

CARACTÉRISTIQUES DES BIPHENYLES POLYCHLORES 2

ZONE D'ÉTUDE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES 6

SÉDIMENTS 6
ORGANISMES 6

RÉSULTATS ET DISCUSSION 10

SÉDIMENTS DE SURFACE 10

Granulométrie 10
Matière organique 10
Teneurs en BPC 12

INDICATEURS GÉOCHIMIQUES ET TAUX DE SÉDIMENTATION 14

SECTEURS HOMOGÈNES 17

ORGANISMES MARINS 20

Teneurs en BPC dans le buccin 21

TABLE DES MATIÈRES (suite)

Page

Campagne de 1984 21
Campagne de 1985 21
Campagne de 1986 21

Comparaison des teneurs en BPC dans les buccins et les sédiments 22

Teneurs en BPC dans la moule bleue 23

CONCLUSION 23

REMERCIEMENTS 25

RÉFÉRENCES 25

ANNEXES 30

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1	Principales méthodes analytiques utilisées	8
2	Distribution des teneurs en BPC dans les sédiments et les buccins par type d'Arochlore	22
3	Relations entre les classes de taille et les teneurs moyennes de BPC chez la moule bleue	23

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1	Localisation de la zone d'étude	4
2	Bathymétrie de la Baie-des-Anglais	5
3	Localisation des stations d'échantillonnage des sondages et des sédiments de surface	7
4	Localisation des stations d'échantillonnage des organismes marins	9
5	Distribution de la fraction pélitique (< 62,5 µm) dans les sédiments de surface	11
6	Distribution de la matière organique dans les sédiments de surface	13
7	Distribution des teneurs en BPC dans les sédiments de surface	15
8	Profils radiométriques et géochimiques des sondages E, H et I	16
9	Délimitation des secteurs géochimiques homogènes	19
10	Teneurs en BPC dans la moule bleue pour les campagnes de 1983 et 1984	24

LISTE DES ANNEXES

Annexe		Page
1	Granulométrie des sédiments de surface des campagnes de 1984 et 1985	31
2	Indice de classement des sédiments de surface de la campagne de 1984	32
3	Teneur en BPC dans les sédiments de surface des campagnes de 1984, 1985 et 1986	33
4	Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages	34
5	Teneur en BPC dans les buccins recueillis lors des campagnes de 1984, 1985 et 1986	40
6	Teneur moyenne en BPC dans les moules bleues recueillies au cours des campagnes de 1983 et 1984	41

RÉSUMÉ

Bertrand, P., G. Verreault, Y. Vigneault et G. Walsh. 1988. Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1669: ix + 42 p.

Depuis 1983, la Baie-des-Anglais est considérée comme le secteur côtier le plus contaminé par les BPC dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Cette contamination origine du déversement d'effluents industriels locaux. Cette étude a permis de circonscrire le panache de dispersion des BPC, d'identifier un secteur d'accumulation à long terme, de définir son étendue et d'établir un taux d'accumulation des sédiments contaminés. Pour ce faire, des indicateurs biologiques (Buccinum undatum L. et Mytilus edulis L.) et physico-chimiques (sédiments, Pb, Zn et Cs-137) ont été utilisés. Il ressort que dans la Baie-des-Anglais, le panache de dispersion est ancré à l'Anse du Moulin et s'étend jusqu'à des profondeurs de 70-80 m à environ 4 km au large de Baie-Comeau. Au centre de ce panache de dispersion, prend place une aire d'accumulation plus permanente où des particules en suspension contaminées s'y déposent au rythme de 0,2 cm an^{-1}. La contamination des organismes marins tend à confirmer ce modèle de dispersion. On observe une relation significative entre les teneurs en BPC, mesurées dans les sédiments et les buccins de la Baie-des-Anglais.

ABSTRACT

Bertrand, P., G. Verreault, Y. Vigneault et G. Walsh. 1988. Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1669: ix + 42 p.

Since 1983, the Baie-des-Anglais is considered to be the coastal area most contaminated by PCB in the St. Lawrence estuary. Local industrial effluent pourings are at the origin of this contamination. This study has defined the PCB dispersion pattern, identified and determined the extent of the long term accumulation area and established an accumulation rate of contaminated sediments. In this perspective, biological (Buccinum undatum L. and Mytilus edulis L.) and physico-chemical indicators (sediments, Pb, Zn and Cs-137) have been utilized. In the Baie-des-Anglais, the dispersion pattern extends from the Anse du Moulin, to about 4 km Baie Comeau at depths up to 70-80 m. A more permanent accumulation zone takes place at the center of this dispersion pattern where the contaminated particules in suspension are accumulated in sediments at a rate of 0,2 cm yr^{-1}. Contamination of the marine organism seems to confirm this dispersion model. A significant relationship between the PCB content in sediments and whelk of the Baie-des-Anglais is observed.

PRÉFACE

Depuis 1980, la Division de l'Habitat du poisson, du ministère des Pêches et des Océans est impliquée dans la surveillance écotoxicologique des habitats de poisson. C'est dans ce contexte que nous avons entrepris, dès 1983, une étude de base concernant la contamination des sédiments et des organismes de la Baie-des-Anglais par les biphényles polychlorés. M. Yvan Vigneault, Chef de la Division de l'Habitat du poisson, a agi à titre de responsable scientifique.

INTRODUCTION

Les milieux côtiers se caractérisent par la richesse de leurs ressources naturelles tant du point de vue quantitatif (productivité biologique) que qualitatif (marais, estuaires). Le territoire québécois possède plus de 25 000 km de côtes (Dionne et Lévesque, 1987), ce qui en fait une région maritime de première importance. Au cours des dernières années, il est devenu évident que la plus grande partie des substances polluantes en provenance des continents n'atteignait pas directement les océans mais était plutôt retenue un certain temps près des côtes au gré de processus physiques et chimiques complexes (Inman et Brush, 1973; Martin et al., 1976; Martin, 1983; Olsen et al., 1982). Il résulte de cette situation paradoxale une détérioration graduelle de la qualité des habitats de poisson et une atteinte potentielle à l'exploitation commerciale des ressources halieutiques.

La contamination de la Baie-des-Anglais par les biphényles polychlorés (BPC) représente un cas de pollution des eaux côtières de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent lié aux rejets d'effluents industriels locaux. La mise à jour de ce cas de pollution fait suite à la réalisation d'une étude d'impact d'avant-projet concernant les travaux d'agrandissement des installations portuaires de la Société canadienne des métaux Reynolds (S.C.M.R.). Cette étude révélait la présence dans les sédiments à draguer de teneurs élevées de BPC (27,4 µg g^{-1}). Une enquête a permis d'établir que les BPC originaient de l'emploi de l'huile de marque Pydraul dans les systèmes hydrauliques de l'usine et que cette huile contenait des quantités importantes de BPC; principalement de l'Arochlore-1242 (Paul, 1984). Ces huiles étaient évacuées de l'aluminerie vers une pseudo-lagune où s'y déposait une partie du contenu avant d'être rejetées dans l'Anse du Moulin. L'analyse d'échantillons de sédiments provenant de la pseudo-lagune a permis de détecter des teneurs en BPC jusqu'à 9 500 µg g^{-1} (Trépanier, 1984) faisant de la Baie-des-Anglais le plus important cas de contamination par les BPC actuellement connu dans l'est du Canada (Addison, 1985).

Dans le cadre de son programme de surveillance écotoxicologique des habitats de poisson, le ministère des Pêches et des Océans a réalisé, dès 1983, une étude de base concernant la contamination de la Baie-des-Anglais. Des résultats préliminaires ont déjà fait l'objet de publications (Bertrand et al., 1986; Deival et al., 1986). Le but de cette étude est de présenter les résultats obtenus suite à la réalisation de trois campagnes d'échantillonnage (1984, 1985 et 1986) des sédiments et de quelques organismes marins. Les principaux objectifs sont les suivants:

- Analyser et présenter la variabilité spatio-temporelle des teneurs en BPC dans les sédiments (0 - 1m);
- Analyser et présenter la variabilité spatiale des teneurs en BPC dans les organismes marins;
- Vérifier la relation entre les teneurs mesurées dans les sédiments et dans les organismes;
- Caractériser la dispersion des BPC dans la Baie-des-Anglais.

CARACTÉRISTIQUES DES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS

Deux classes de polluants organiques sont considérées comme critiques pour l'environnement marin; ce sont les hydrocarbures dérivés du pétrole et les hydrocarbures halogénés. Les principaux groupes d'hydrocarbures

halogénés à haut poids moléculaire sont les insecticides chlorés (DDT) et les biphényles polychlorés (BPC). Ces composés organiques halogénés sont le résultat de l'activité humaine puisqu'à l'exception de quelques algues marines, la nature produit peu de substance organique chlorée (Oheocha et al., 1962; Haines, 1970).

Bien que la production de BPC en Amérique du Nord soit interrompue depuis 1977, on a inventorié, au Québec, en 1983, plus de 4 901 695 kg de BPC encore en utilisation ou stockés en vue d'être utilisés ou détruits (Trépanier, 1984). Cette quantité ne comprend pas les BPC dispersés dans l'environnement qui finalement peuvent représenter jusqu'à 20 % de la production (Marchand, 1983).

En Amérique du Nord, les BPC sont commercialisés sous l'appellation d'Arochlore auquel est associée une série de quatre chiffres; les deux premiers désignent les biphényles impliqués dans la composition alors que les deux derniers chiffres indiquent le pourcentage, en poids, du chlore contenu dans le mélange (Ex.: Arochlore-1254). Ces substances sont composées de deux noyaux phényles sur les sommets desquels prennent place un nombre variable d'atomes de chlore ou d'hydrogène (Hutzinger et al., 1974). Les préparations commerciales de BPC contiendraient plus d'une centaine d'isomères. Les BPC sont chimiquement très stables et pratiquement ignifuges. Ils ont un point d'ébullition très élevé, une faible solubilité dans l'eau et sont électriquement inertes, ce qui fait des BPC un produit idéal pour plusieurs types d'applications industrielles, notamment dans les condensateurs et les transformateurs (National Academy of Sciences, 1979). Ces propriétés exceptionnelles réunies dans un même produit rendent ces composés chimiques dangereux pour l'environnement. En effet, les BPC, comme l'ensemble des organochlorés, sont persistants dans la nature et bien qu'ils soient peu solubles dans l'eau, ils sont très solubles dans les lipides, ce qui favorise leur accumulation dans le tissu adipeux animal (Who, 1976; Phillips, 1980). Une synthèse de Wasserman et al. (1979) a fait ressortir le caractère néfaste des BPC dans l'environnement et notamment sur la chaîne trophique des écosystèmes aquatiques. Des effets des BPC sont observés particulièrement au niveau de la croissance et de la reproduction des organismes.

La principale voie d'absorption des BPC chez les organismes est la voie trophique à laquelle correspond des formes de toxicité par ingestion. La pénétration transtégumentaire est donc très importante (Shaw et Connell, 1984). Chez les organismes aquatiques, les BPC sont généralement très toxiques et contrairement à ce que l'on observe chez les oiseaux, la toxicité décroît avec le contenu en chlore (Connell et Miller, 1984).

Selon Fries (1982), il semblerait que la demi-vie réelle dans le sol des BPC serait de l'ordre d'une dizaine d'années ou plus. Le temps de demi-vie des BPC et leur vitesse d'accumulation dans les organismes dépendent de la structure de l'isomère et de la capacité métabolique des organismes. Le taux de métabolisme des lipides chez un organisme influe considérablement sur la vitesse d'assimilation des BPC. Le manque de nourriture ou l'épuisement des réserves lipidiques résultant de migrations, de l'hivernage, de la mue ou d'activités de reproduction, entraînent un accroissement des concentrations de BPC dans les lipides et une augmentation du taux d'élimination des BPC (C.N.R.C., 1979). Pour ces diverses raisons, il n'est donc pas possible de déterminer de demi-vie constante des BPC dans les organismes. Elle varierait de quelques jours à plusieurs années.

Près des côtes, les sources d'apports et les mécanismes de transfert et de distribution des BPC sont contrôlés essentiellement par leurs caractères hydrophobiques et lipophyliques. En milieux aqueux, les BPC s'associent presque instantanément aux particules fines en suspension (Choi et Chen, 1976; Duinker, 1980; West et Hatcher, 1980). Sur les côtes où les

particules en suspensions ont généralement des concentrations de l'ordre de 10 mg l^{-1}, 50 % de la masse des BPC déversée dans le milieu sont adsorbés sur les particules alors que l'autre 50 % sont dissous dans l'eau. Lorsque la concentration des particules en suspension atteint 100 mg l^{-1}, c'est plus de 90 % de la masse des polluants organiques qui s'associent aux particules (Olsen et al., 1982). Selon les conditions hydrodynamiques du milieu, ces substances particulaires ont la possibilité de se déposer et d'entraîner ainsi, sur le fond, la plus grande partie des polluants. C'est pourquoi on retrouve dans les sédiments et les organismes (benthos et poissons de fond) des teneurs en polluants organiques qui sont plusieurs centaines voir plusieurs milliers de fois supérieures à celles qu'on retrouve dans l'eau (Nimmo et al., 1971).

ZONE D'ÉTUDE

La Baie-des-Anglais est située sur la côte nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (68°06'30" W, 49°14'30" N). Localement, la baie est délimitée à l'ouest par le port de Baie-Comeau et à l'est par la Pointe Saint-Pancrace (figure 1). La zone d'étude déborde de la baie vers le large pour couvrir une superficie approximative de 10 km^2. La morphologie sous-marine de la Baie-des-Anglais est relativement simple. La plus grande partie de la baie est occupée par le delta sableux de la rivière Manicouagan caractérisé par des pentes qui s'inclinent en direction est jusqu'à un bassin de 100 m de profondeur, orienté nord-ouest-sud-est (figure 2). Ce bassin communique graduellement avec le lit plus profond de l'estuaire du Saint-Laurent.

Au large de Baie-Comeau, les courants de surface atteignent 10 à 20 cm s^{-1} et circulent dans le sens horaire (El-Sabh, 1979). Un volume d'eau de 20 000 000 m^3 entre dans la baie à chaque cycle de marée et génère des courants de 0,3 à 0,5 m s^{-1}. Près du fond, les vitesses des courants oscillent autour de 0,05 m s^{-1} (Major et Martin, 1984). La présence d'une immense zone de déferlement au droit de la batture de Manicouagan associée à des fetchs favorables donnent naissance à un courant de dérive littoral qui peut transporter jusqu'à 5 000 m^3 de sable annuellement de la batture vers le port de Baie-Comeau (M.T.P.C., 1983).

De nombreuses perturbations cycloniques traversent le Golfe de l'automne au printemps et génèrent des vents violents, jusqu'à environ 130 km/h, qui peuvent persister pendant des heures et donner naissance à des houles de 74 m de longueur lorsqu'elles atteignent la Baie-des-Anglais (M.T.C.P., 1983). Thomson (1984), après bien d'autres, a montré l'influence des houles sur les sédiments de fond lorsque leur longueur d'onde est égale ou supérieure au double de la profondeur de la colonne d'eau sous-jacente. Ceci implique que les sédiments de la Baie-des-Anglais seraient brassés jusqu'à une profondeur d'environ 37 m lorsque la baie reçoit les ondes de 74 m. Cette affirmation est corroborée par Syvitski et al. (1983) qui ont observé, dans cette région, la présence de méga-rides sableuses formées par les houles jusqu'à des profondeurs d'au moins 30 m.

La Baie-des-Anglais constitue un habitat pour plusieurs espèces marines. Parmi celles-ci, plusieurs sont exploitées commercialement et représentent en cela une source non-négligeable de revenus pour plusieurs familles mais aussi une source de diffusion des contaminants parmi la population locale et régionale (Paul, 1984; Ministère des Affaires sociales, Ministère de l'Environnement et Centre de Toxicologie du Québec, 1985).

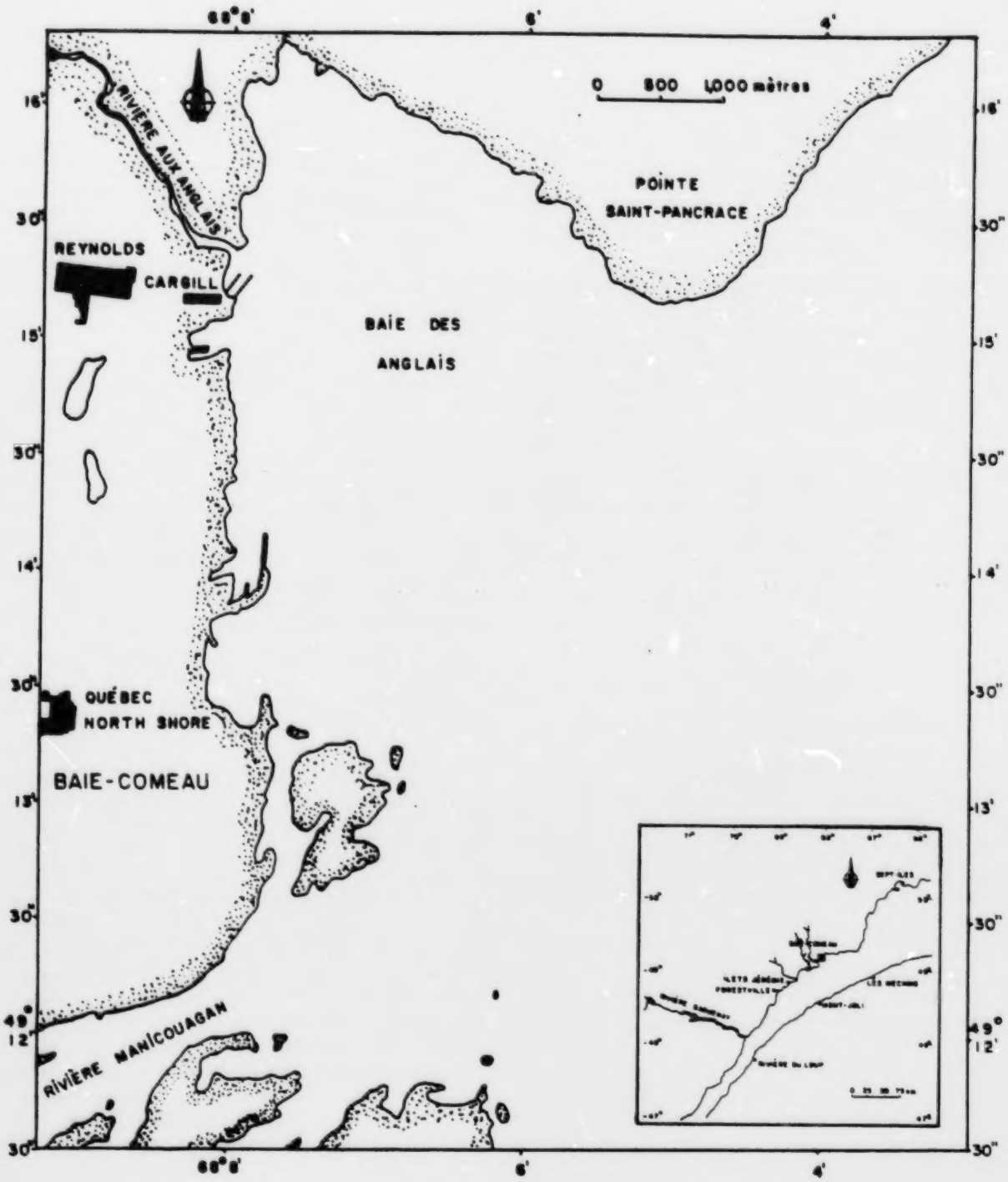

Figure 1. Localisation de la zone d'étude.

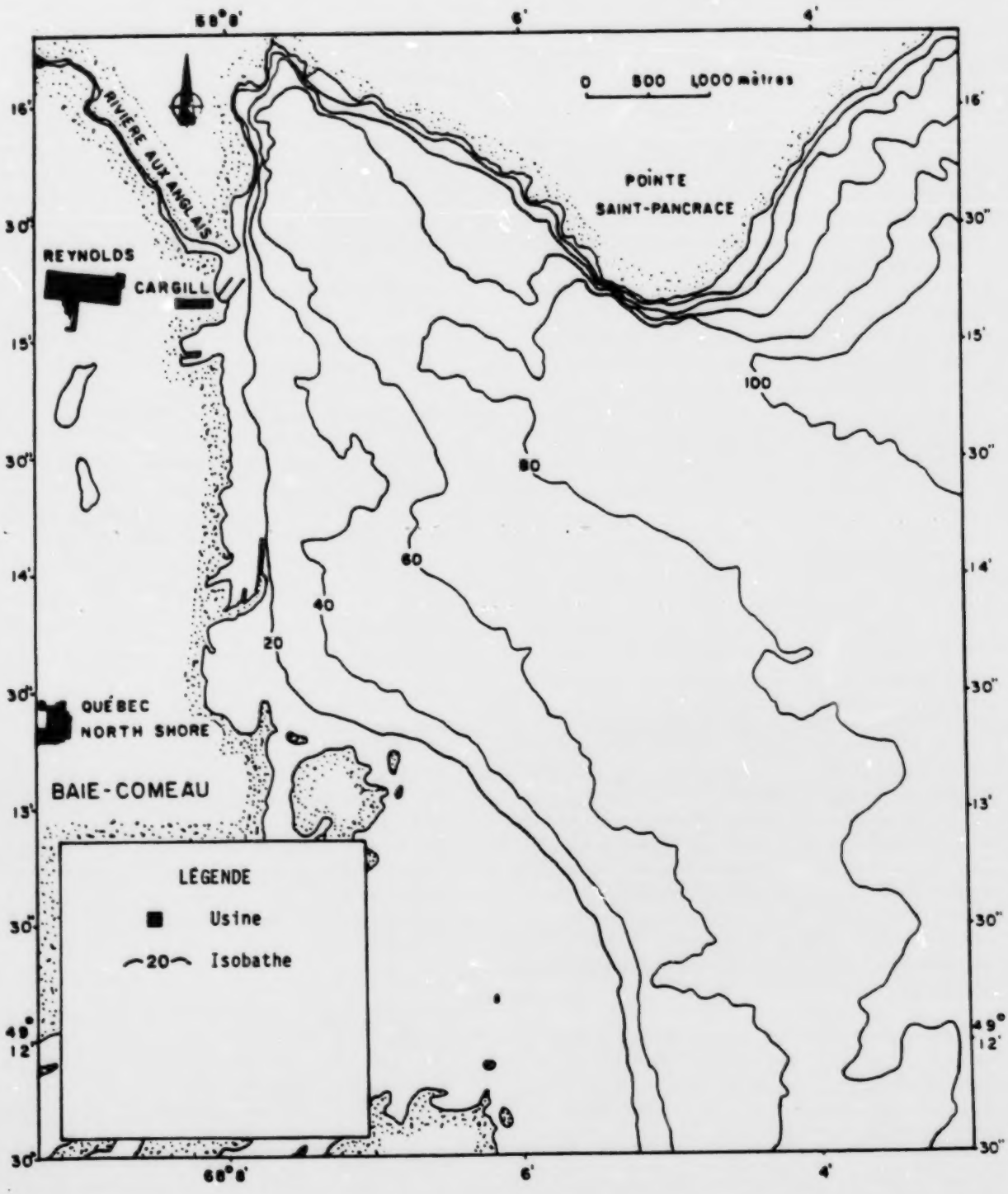

Figure 2. Bathymétrie de la Baie des Anglais.

MATERIEL ET METHODES

SEDIMENTS

La première année du programme de surveillance, le plan d'échantillonnage des sédiments de surface fut établi à partir des connaissances disponibles sur les caractères hydrodynamiques et morpho-sédimentologiques de la Baie-des-Anglais. Ces prélèvements de surface ont permis d'identifier les sites favorables aux sondages. Les plans d'échantillonnage pour les deuxième et troisième années ont été établis à partir des résultats des premières analyses. Il s'agissait le plus souvent de valider l'information disponible sur certains sites ou encore de repérer des limites géographiques de l'aire de contamination préalablement circonscrite.

Le travail s'est fait à partir d'un navire de type crabier spécialement équipé pour travailler simultanément avec une benne Shipek-860 pour les prélèvements de surface et un carottier à gravité de type Benthos pour les sondages. Les stations étaient localisées à l'aide du sonar et du système de positionnement intégré du navire (système Decca). La localisation des stations d'échantillonnage est présentée à la figure 3. Un seul prélèvement a été effectué à chaque station. Les sédiments furent gelés au quai ($< -10°C$) et maintenus ainsi jusqu'aux différents laboratoires où ils furent séchés (110°C pendant 24 h.) puis broyés avant d'être analysés (sans tamisage). Plusieurs méthodes et techniques ont été utilisées dans l'analyse des sédiments; les principales sont indiquées au tableau 1.

Pour qualifier et dater les sondages, nous avons utilisé des repères géochimiques reconnus, ce sont: le césium-137, le plomb et le zinc. Le césium-137 est un élément radioactif ayant une demi-vie de 30 ans qui n'existe pas à l'état naturel sur terre et a été introduit par les explosions nucléaires atmosphériques fréquentes dans les années 1954 à 1970. C'est un traceur qui permet de porter un jugement sur les trente dernières années (de 1954 à nos jours) mais dont les retombées diminuent depuis 1962 (Simpson et al., 1976; Olsen et al., 1978; Bopp et al., 1981). On considère que l'activité du césium-137 est supérieure à 20 mBq g^{-1} dans les sédiments récents (Grondin, 1985).

Le plomb existe en faible teneur dans la nature; son introduction dans l'essence d'automobile dans les années 1930 a conduit à une hausse généralisée des teneurs sur terre. C'est donc un excellent traceur qui permet de localiser les horizons de sédiments aquatiques déposés depuis plus de 50 ans. Le zinc est un compagnon géochimique du plomb. Les teneurs naturelles en plomb et en zinc dans les bassins hydrographiques du Saint-Laurent se situent autour de 10 µg g^{-1} alors que les teneurs anthropogéniques varient de 10 à 80 µg g^{-1} (Trudel, 1985).

ORGANISMES

La moule bleue (Mytilus edulis L.) a été prélevée dans la zone intertidale. Une station témoin a été échantillonnée aux Iles-Jérémie en amont de Baie-Comeau. Pour le prélèvement des buccins (Buccinum undatum L.), des trappes conventionnelles furent installées en se servant de la chair de crabes communs (Cancer irrotus) et de crabes épineux du nord (Lithodes maja) comme appâts. La localisation des stations d'échantillonnage est présentée à la figure 4.

Au laboratoire, les organismes ont été traités après décongélation. Les organismes furent mesurés et pesés individuellement et la chair a été extraite des coquilles. Des échantillons ont été préparés à partir des tissus comestibles et des viscères de plusieurs individus d'une même espèce. L'homogénéité des échantillons a été obtenue par broyage des tissus. Une portion de cet

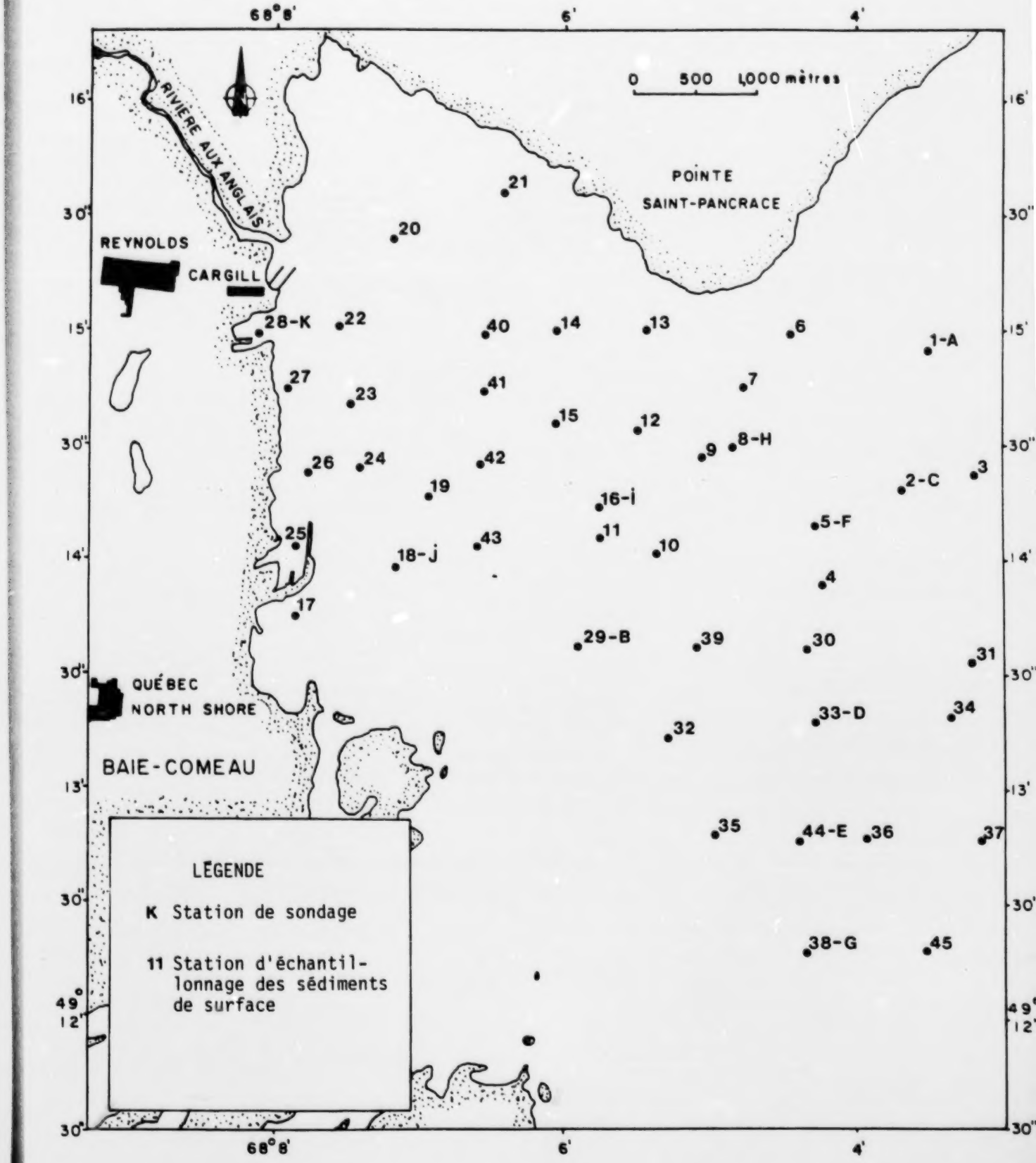

Figure 3. Localisation des stations d'échantillonnage des sondages et des sédiments de surface.

Tableau 1. Principales méthodes analytiques utilisées.

ANALYSES	MÉTHODES	RÉFÉRENCES
Sédiments		
1. Granulométrie	Bouyoucos	Bouyoucos (1936)
2. Texture	Wentworth	Cummins (1962)
3. Matière organique	Perte au feu	Gagné et Guimont (1982)
4. Plomb et zinc	Absorption atomique	Environnement Canada (1979 et BEST (1980)
5. Césium-137	Compteur-puits	Barbeau et al. (1981)
6. Biphényles polychlorés	Chromatographie (phase-gazeuse)	BEST (1980)
Organismes		
7. Biphényles polychlorés	Chromatographie (phase-gazeuse)	BEST (1980)

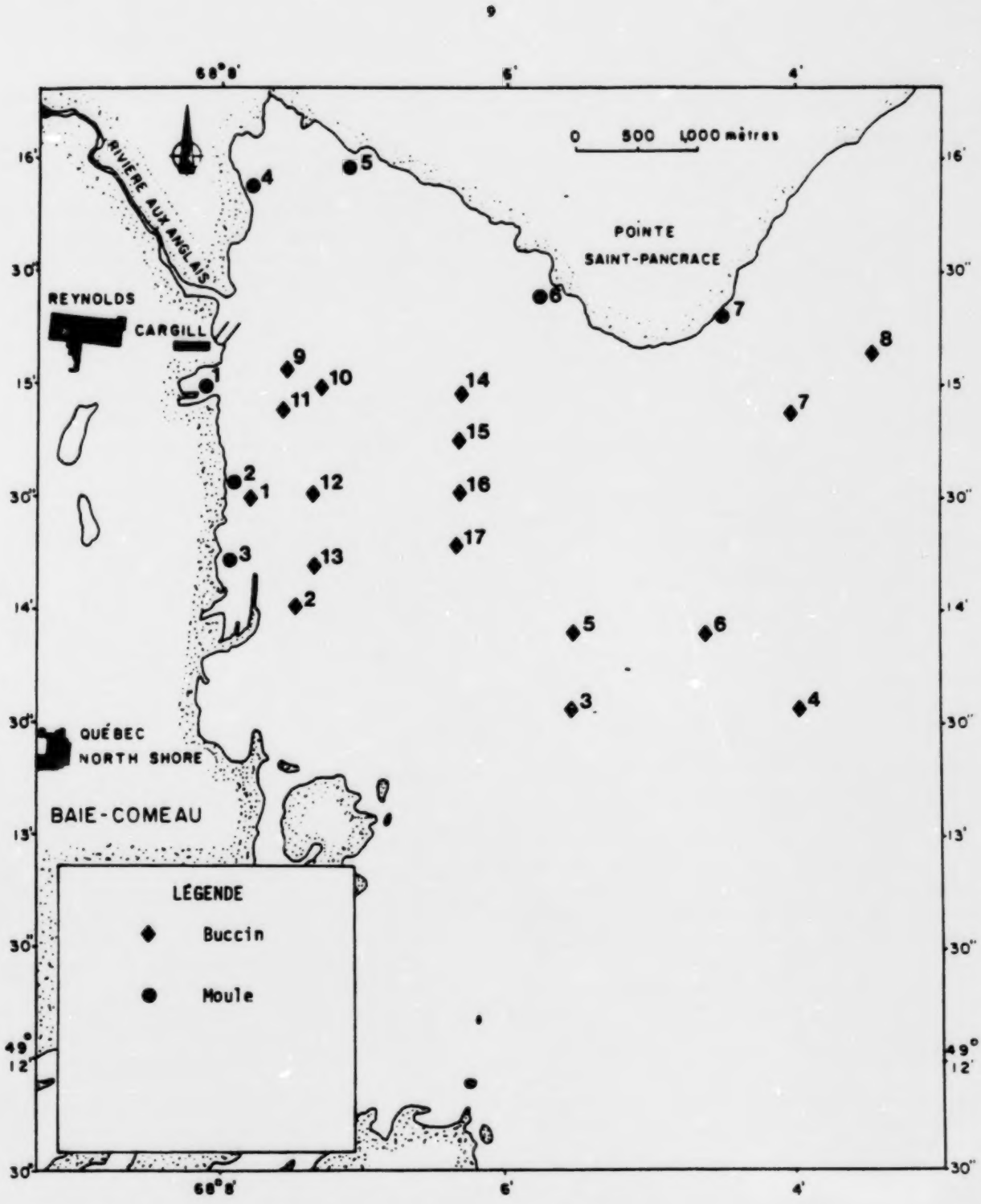

Figure 4. Localisation des stations d'échantillonnage des organismes marins.

homogénat a été utilisée pour les analyses. La teneur en BPC, déterminée par chromatographie (tableau 1), a été exprimée en g par g de matière humide ou de matière sèche.

RESULTATS ET DISCUSSION

SEDIMENTS DE SURFACE

Granulométrie

Les sédiments de surface du secteur étudié sont essentiellement sableux; 90 % des échantillons sont composés de plus de 50 % de sable (> 62,5 µm). Dans la baie même, les sédiments sont constitués en moyenne de 81 % de sable, alors que les échantillons provenants de l'extérieur de la baie n'en contiennent que 49 %. Les sédiments sont généralement "très bien" et "bien" triés (voir l'annexe 2), en particulier au-dessus des isobathes de 30 et 40 m, ce qui suggère que ce secteur est particulièrement agité et qu'un brassage constant du milieu tend à homogénéiser la composition des sédiments.

La fraction pélitique (≤ 62,5 µm) des sédiments nous intéresse particulièrement. En effet, ces particules possèdent une grande surface spécifique qui favorise les réactions solide-liquide et le transfert des micropolluants de la solution aux suspensions et aux particules (Hargrave et Kranck, 1976; Choi et Chen Kenneth, 1976; Wildish et al., 1980). Les sables, qui sont essentiellement formés de quartz dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Loring et Nota, 1973), sont chimiquement inertes et n'absorbent pas les contaminants.

Généralement, pour des raisons hydro-sédimentologiques, les pélites se retrouvent dans les parties les plus profondes loins des secteurs côtiers plus dynamiques (Postma, 1967). Dans la Baie-des-Anglais cependant, la répartition de cette fraction granulométrique n'obéit pas à ce modèle (figure 5). Ainsi, les plus forts taux se retrouvent dans la partie sud-est autour de l'isobathe 70 m alors que la baie est profonde de 100 m et plus. Il s'agit d'un secteur à faible pente, éloigné de la zone littorale plus abrupte. Les plus faibles taux (< 5 %) se situent le long de la côte où les profondeurs ont en moyenne 5 m.

On observe que le patron de distribution des différentes classes granulométriques des sédiments de surface est organisé en fonction des conditions hydro-sédimentologiques régissant la Baie-des-Anglais. En effet, là où les sédiments sont constamment remaniés par les houles et les vagues, le taux de particules fines est négligeable, comme c'est le cas dans le secteur de la baie situé à moins de 30 m de profondeur. La dérive littorale et la proximité du delta de la rivière Manicouagan jouent probablement un rôle important au plan de la contribution de la fraction sableuse des sédiments.

Matière organique

La présence de matière organique dans un environnement marin est généralement considérée comme un bon indicateur de la productivité du milieu. Cependant, près des littoraux, la matière organique est souvent introduite en grande quantité notamment près des usines de pâtes et papiers où l'accumulation excessive de ces substances crée des conditions défavorables au maintien de la vie aquatique (Pearson, 1972; Martin et al., 1976). On pense, par exemple, au développement de couches sédimentaires anoxiques qui interfèrent sur le cycle du soufre pour créer des conditions toxiques pour le benthos (Gray, 1981).

Dans la Baie-des-Anglais, la distribution de la matière organique dans les sédiments de surface suit le patron des pélites (figure 6).

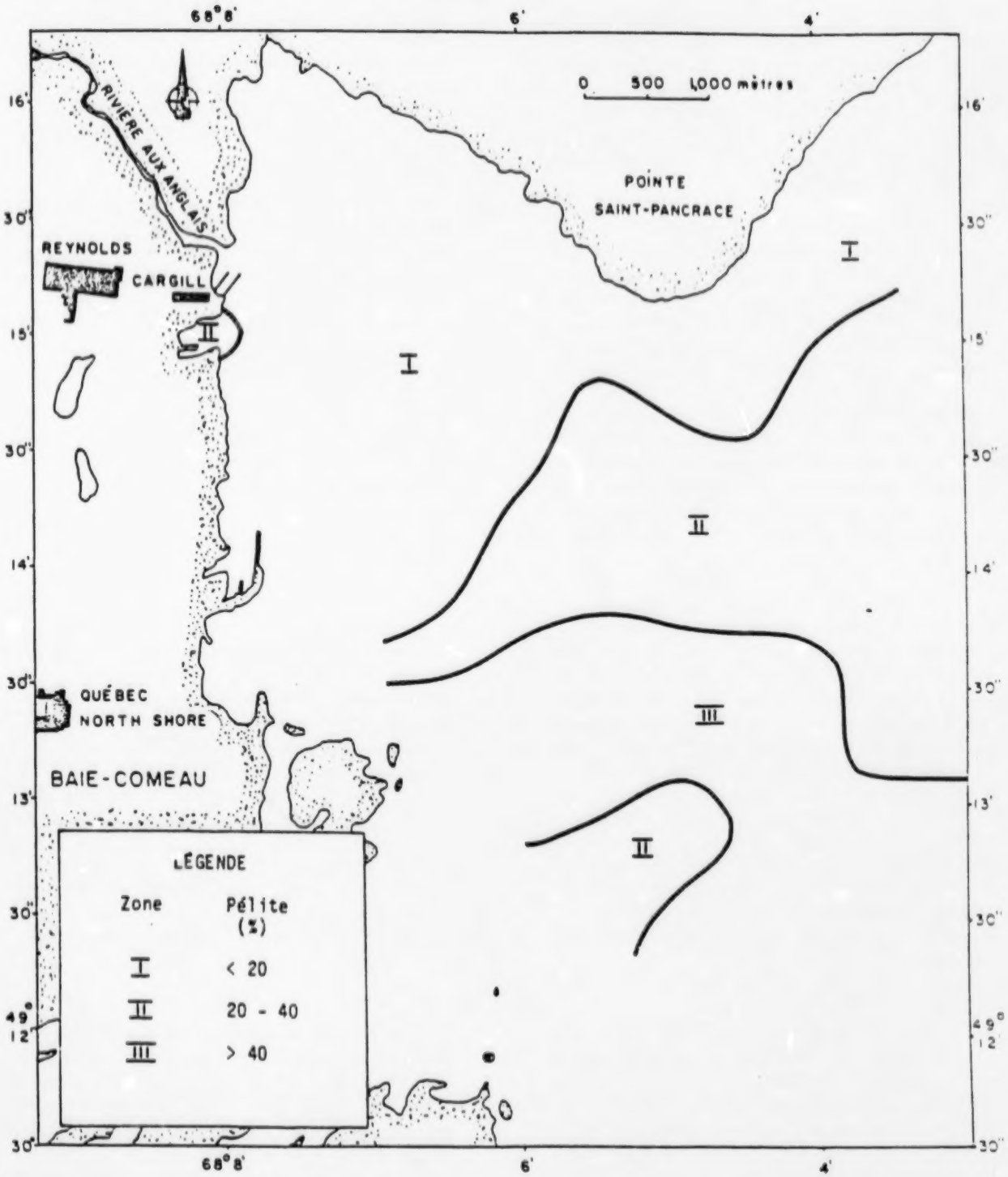

Figure 5. Distribution de la fraction pélitique (≤ 62,5 µm) dans les sédiments de surface.

Le transport et la sédimentation des particules organiques obéissent aux mêmes lois hydro-sédimentaires que celles qui affectent les particules minérales (Kranck, 1974). A cause du faible poids spécifique de la matière organique, on s'attend généralement à retrouver les plus fortes valeurs dans les secteurs les moins dynamiques.

Les taux augmentent graduellement de la côte vers le large en direction sud-sud-est. Fait exception un secteur situé au droit de l'Anse du Moulin entre les isobathes 30 et 40 m où les taux sont anormalement élevés compte tenu de la proximité de la côte et de la dynamique littorale qui y est associée. Dans ce secteur, les taux varient entre 4 et 6 % avec une moyenne locale de 4,6 %. Compte tenu de la proximité des quais de la S.C.M.R. et de la délimitation restreinte de ce secteur, il pourrait s'agir de l'aire d'immersion de résidus de dragage.

Les sédiments présentant les plus fortes valeurs sont situés plus au sud au droit de la Compagnie de papier Québec North Shore (Q.N.S.), immédiatement en deçà de la zone intertidale. La matière organique compte pour 6 % du poids des sédiments, avec un maximum de 22 % en face du quai public de Baie-Comeau. Dans la Baie-des-Anglais, les effluents industriels et en particulier ceux provenant de la Q.N.S., rejettent directement à la mer 21 000 kg en moyenne par jour de solides en suspension principalement composés de matériaux organiques. On peut donc considérer cette partie de la baie comme étant un site préférentiel d'accumulation de ces particules en suspension.

Cette matière organique peut jouer un rôle géochimique important en raison de sa forte capacité d'adsorption des polluants (Tinsley, 1979). Aussi, les valeurs en matière organique sont généralement très bien corrélées avec plusieurs paramètres organiques et inorganiques (Schnitzer et Khan, 1972). Des analyses de corrélation linéaire effectuées sur les résultats de 1986, pour lesquels la normalité a été vérifiée, suggèrent qu'il existe des relations assez fortes entre les contenus en matière organique et en argile ($r = 0,68$; $p = 0,05$) et des relations très fortes entre les contenus en matière organique et en pélite dans les sédiments de surface ($r = 0,77$; $p = 0,01$). Comme nous l'avons déjà mentionné, les liens entre ces deux variables sont caractéristiques des sédiments côtiers et estuariens soumis à des conditions hydro-sédimentaires normales. L'analyse des échantillons des campagnes de 1985 et 1984 n'a pas permis de faire ressortir ce type de liens. L'étroitesse des relations pour les échantillons de 1986 s'explique du fait que ces échantillons proviennent d'un secteur homogène sur le plan de la sédimentation; nous y reviendrons au moment de l'analyse des sondages (voir la section "Indicateurs géochimiques et taux de sédimentation").

Teneurs en BPC

Des analyses ont permis de vérifier la présence de résidus d'Arochlore-1248, 1254 et 1260. L'Arochlore-1260 a été détecté occasionnellement dans les échantillons provenant des campagnes de 1985 et 1986. Nous n'avons pas détecté d'Arochlore-1242 dans nos échantillons, bien que des études mentionnent la présence de ce type d'Arochlore dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Paul, 1984) ainsi que dans l'huile industrielle déversée dans l'Anse du Moulin. Il est probable que des erreurs d'interprétation chromatographique, dans l'identification des Arochlores 1242 et 1248, aient généré une confusion à ce niveau.

Dans les sédiments de la Baie-des-Anglais, les concentrations en BPC varient de 0,01 à 3,22 $\mu g\ g^{-1}$ avec une moyenne de $0,456 \pm 0,718\ \mu g\ g^{-1}$. Les résultats complets sont présentés par campagne d'échantillonnage à l'annexe 3. En excluant l'Anse du Moulin, les plus fortes concentrations se retrouvent au droit du quai de la S.C.M.R. (figure 7) dans un secteur qui regroupe des stations où

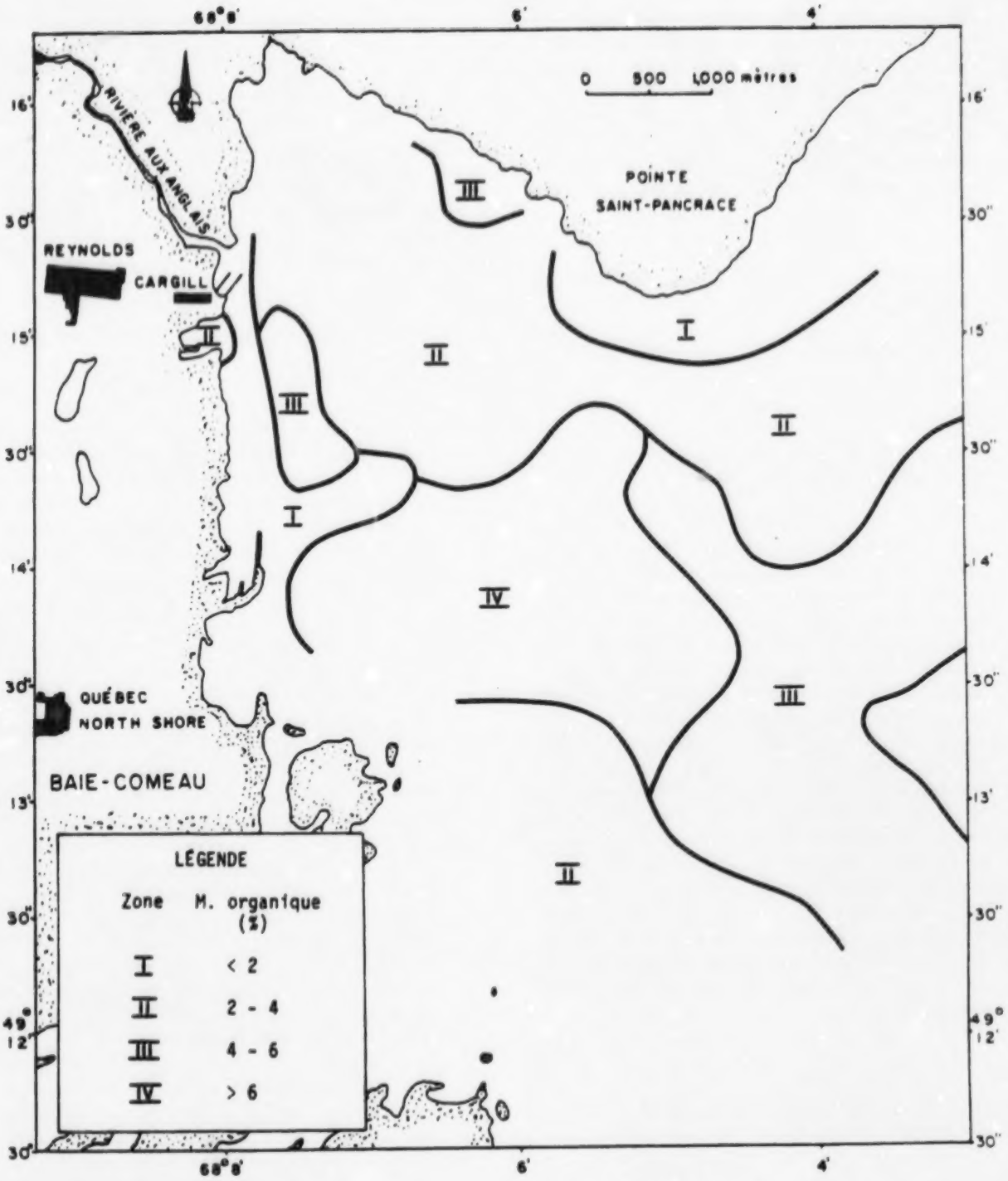

Figure 6. Distribution de la matière organique dans les sédiments de surface.

les concentrations varient de 1,46 à 3,22 $\mu g\ g^{-1}$ avec une moyenne de 2,31 $g\ g^{-1}$. Les plus fortes teneurs se situent donc près des côtes en deçà des isobathes 30 et 40 m. Le patron de distribution des BPC dans les sédiments de surface indique une dispersion probable des contaminants vers le sud-est en particulier de part et d'autre des isobathes 70 et 80 m.

D'autre part, pour les échantillons prélevés en 1985 provenant exclusivement du panache de dispersion identifié par la campagne précédente, et donc potentiellement d'un secteur d'accumulation, des liens étroits lient les BPC et les contenus en matière organique dans les sédiments. En effet, un coefficient de corrélation de 0,74 ($p = 0,01$) a été obtenu entre ces paramètres.

Ces quelques données suggèrent qu'à partir de l'Anse du Moulin et des sites de rejets de résidus de dragage situées à l'ouest de la baie, les BPC sont brassés et remis en suspension et, pour des raisons géochimiques, adhèrent aux suspensions qui sont très abondantes dans cette partie de la baie à cause des rejets d'effluents industriels. Ces suspensions contaminées se déplacent alors vers le sud-est de la baie sans atteindre les grandes profondeurs ($>$ 100 m). Au contraire, le patron de distribution de la matière organique, des pélites et des BPC dans les sédiments de surface suggère que les contaminants s'accumulent autour des isobathes 70 et 80 m en contrebas du delta de la rivière Manicouagan (Sérodes et Barbeau, 1984). Cette zone contaminée ne semble pas s'étendre à plus de 5 km au large de l'Anse du Moulin (figure 7).

INDICATEURS GEOCHIMIQUES ET TAUX DE SEDIMENTATION

L'analyse des sondages fournit l'information nécessaire à l'évaluation temporelle des rapports qui s'établissent entre les sédiments et les polluants. La mesure des taux de sédimentation établit le temps de résidence de plusieurs classes de polluants organiques et inorganiques dans un environnement aquatique.

Nous avons réalisé 12 sondages dans la Baie-des-Anglais. La longueur moyenne de ceux-ci est de 42 cm; le plus court étant de 22 cm (J) et le plus long de 62 cm (K).

Les sondages E, H et I, qui présentaient une activité significative en Cs-137, ont fait ultérieurement l'objet d'analyses en Pb, Zn et BPC à l'exception du sondage E où seuls les BPC ont été analysés (figure 8). A partir des profils géochimiques de ces trois sondages, on peut considérer les 6 premiers cm comme représentatifs des conditions de sédimentation et de contamination prévalant dans la Baie-des-Anglais depuis 1954. Les résultats des autres sondages sont présentés à l'annexe 4.

Le taux annuel moyen de sédimentation établi à partir de ces sondages serait de l'ordre de 0,2 cm an^{-1} et correspond aux taux obtenus ailleurs dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (C. Barbeau, Comm. pers. Université Laval). Cette couche de 6 cm, considérée comme postérieure à 1954, est contaminée sur toute la longueur par les BPC. Les sondages H et I, ayant fait l'objet d'analyses sur des tranches plus profondes, indiquent que cette contamination a débuté ou s'est accrue depuis une vingtaine d'années. En effet, en deçà des 6 premiers cm, les BPC ne sont plus détectés dans les sondages. Il demeure cependant possible que les sédiments situés sous 6 cm de profondeur dans les sondages proviennent de secteurs non-contaminés par les BPC. En effet, la localisation des sondages par rapport au delta de la rivière Manicouagan rend possible l'apport de passes sableuses fluviales non-contaminées avant 1960. L'harnachement multiple de la rivière Manicouagan pourrait avoir réduit considérablement les apports sédimentaires. Les bassins créés agissant comme sites de

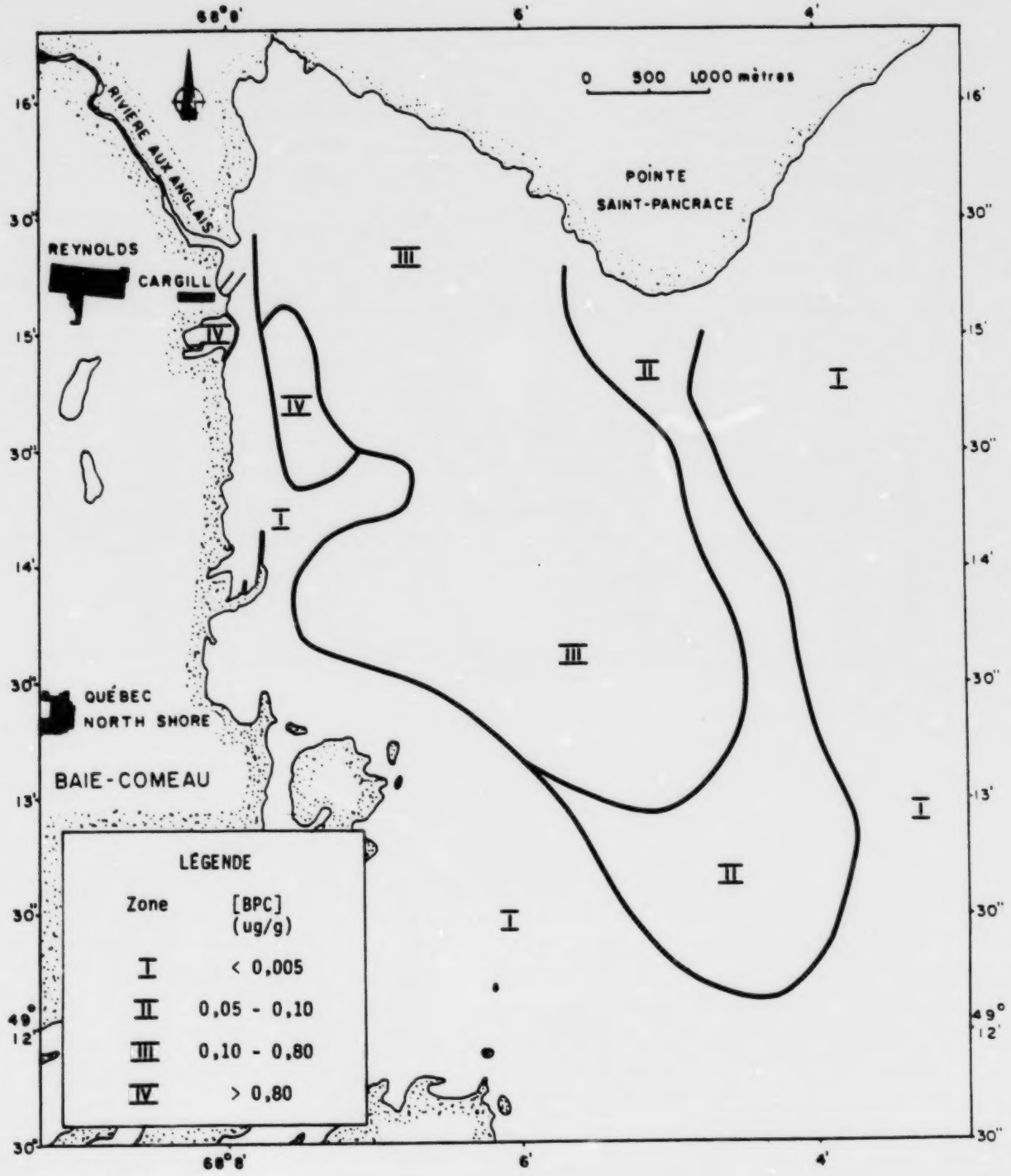

Figure 7. Distribution des teneurs en BPC dans les sédiments de surface.

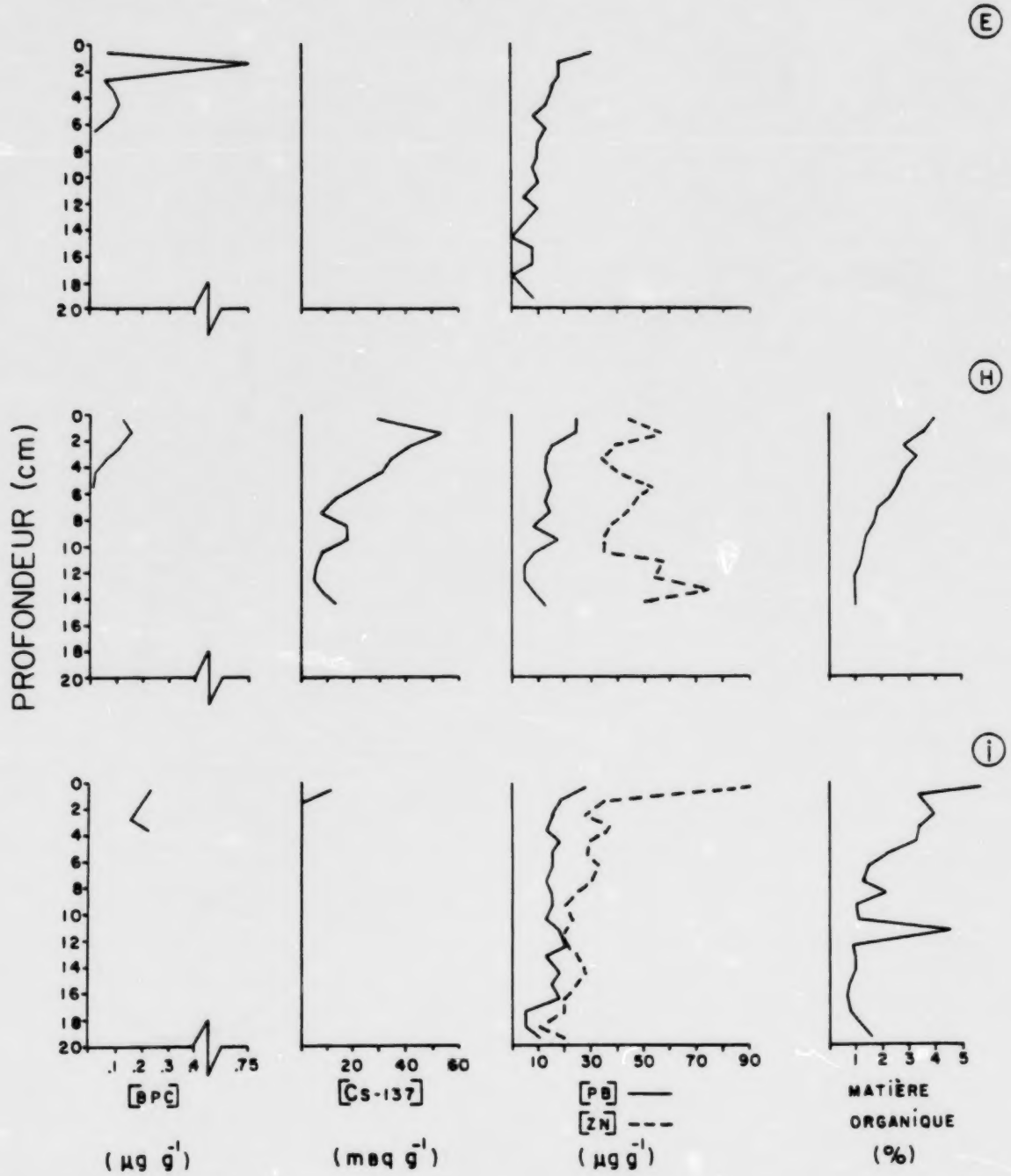

Figure 8. Profils radiométriques et géochimiques des sondages E, H et I.

décantation et de retenue des sédiments transportés par la rivière.

La mesure des pourcentages en matière organique permet d'observer des valeurs élevées en surface surtout dans les 5 premiers cm. Ces valeurs pourraient correspondre à des apports anthropogéniques associés aux effluents de la Q.N.S.

Le profil radiométrique et géochimique du sondage H, extrait à 91 m de profondeur, est particulièrement intéressant car la présence d'une activité importante en Cs-137 est confirmée par un enrichissement en Pb, Zn et BPC. Par contre, le sondage F présente une couche relativement mince de sédiments récents (annexe 4). Cependant, en raison de son taux élevé de matière organique et de la présence d'une activité en Cs-137 dans les premiers cm, le site peut être considéré comme favorable à la rétention des polluants.

Le sondage I, prélevé au niveau de l'isobathe de 75 m, démontre une très faible activité en Cs-137 dans les premiers cm. Cependant, les autres paramètres analysés (Pb, Zn, BPC et matière organique) présentent des teneurs semblables à celles mesurées sur la carotte H. Ceci suggère un potentiel élevé d'accumulation sur ces sites.

Le sondage E, situé à plus de 4 km de l'Anse du Moulin, présente une activité significative en Cs-137, en Pb et en BPC dans les 6 premiers cm. Ces données indiquent la présence réelle d'une contribution anthropogénique dans ce secteur.

Ces données suggèrent la présence d'un secteur d'accumulation des BPC au large de Baie-Comeau. L'accumulation des BPC s'y effectuerait depuis au moins une vingtaine d'années au rythme de 0,2 cm an^{-1}. Les BPC mesurés dans les sondages sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés dans les sédiments de surface, ce qui suggère que les apports de ce contaminant dans la baie soient demeurés relativement constants au cours des ans. L'épaisseur de la tranche de sédiments contaminés demeure constante d'une carotte à l'autre, bien que l'aire d'accumulation soit plus restreinte au droit du delta de la rivière Manicouagan. Il est possible que des remontées de courants de fond en provenance de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et localisées sur le pied de la partie sous-marine du delta forcent les suspensions à s'accumuler sur une aire coincée entre ces courants marins et les courants fluviaux de la rivière Manicouagan (M.Y. Ouellet, Comm. pers., Université Laval).

SECTEURS HOMOGENES

Pour une meilleure intégration et discussion des résultats, nous avons subdivisé la Baie-des-Anglais en secteurs homogènes. En raison de la faible quantité d'échantillons par rapport à l'étendue de l'aire étudiée, nous avons convenu de qualifier des secteurs de la baie selon leur capacité à retenir les sédiments en dégageant les paramètres indicateurs et les facteurs qui sont déterminants dans l'accumulation et la rétention des micropolluants.

Les variations des teneurs en Pb, Zn, Cs-137 et BPC dans les sédiments de surface et les sondages, nous ont permis de diviser la zone d'étude en quatre secteurs. Dans le but d'augmenter le nombre d'échantillons de sédiments de surface, nous avons considéré les résultats d'analyses des 4 premiers centimètres des sondages comme données d'analyses des échantillons de surface. La figure 9 présente la localisation et les limites des quatre secteurs.

Le secteur I, le plus profond et le plus éloigné des rivières Manicouagan et aux Anglais, présente des teneurs de surface très faibles en Pb et en Zn voisines de la normale

géochimique locale qui est de 10 µg g^{-1} (Trudel, 1985). Sur la base de toutes les données analytiques, les conditions hydrodynamiques de ce secteur ne paraissent pas favorables à l'accumulation de sédiments fins récents.

Le secteur II, à l'est de l'axe principal de la baie, présente une zone aval apparemment favorable à l'accumulation de sédiments. La perte au feu et la granulométrie qualifient de façon semblable certains échantillons qui présentent une activité en Cs-137 ou une teneur en plomb supérieure à la moyenne.

Le secteur III montre, dans sa partie est, une certaine similitude au secteur II. Par contre, les échantillons de la partie ouest indiqueraient que cette zone, de pente prononcée, ne retient pas les sédiments fins qui s'acheminent vers le sud-est à des profondeurs de l'ordre de 80 m.

Le secteur IV, qui se situe près de la rive, ne devrait pas retenir les sédiments fins, si on considère le brassage très intense dû aux vagues, aux houles et aux courants de marée et de dérive littorale. La granulométrie et la perte au feu indiquent l'absence de matériaux fins et expliquent l'absence d'activité du Cs-137 et les faibles teneurs en plomb et en zinc. Les teneurs élevées en BPC dans les sédiments de surface de ce secteur devraient être attribuées à la présence temporaire de faibles quantités de sédiments fins fortement enrichis en BPC, en raison de la proximité de la source ou encore à des sites particuliers de rejets de résidus probablement issus du dragage des quais locaux.

L'ensemble des données de surface suggère donc un déplacement des particules fines vers le sud-est aux environs des isobathes 70 à 90 m. Les autres secteurs de la baie ne paraissent pas favorables à la rétention permanente des sédiments pouvant provenir de la rive ouest de la baie.

Si l'on considère maintenant les résultats des sondages par rapport aux secteurs délimités, le secteur I ne présente pas d'activité significative en Cs-137 et les teneurs excédentaires en plomb, au-dessus du bruit de fond de 10 µg g^{-1}, sont très faibles et ne se manifestent pas au-delà des cinq premiers cm. Les résultats des sondages sont en accord avec les échantillons de surface, en indiquant une accumulation dans ce secteur.

Le secteur II contient des sondages présentant une activité certaine en Cs-137 sur plus de quatre cm de profondeur. Particulièrement le sondage H, sis au voisinage de deux échantillons de surface enrichis en indicateurs anthropogéniques, montre sur plus de six cm des teneurs et une activité en Cs-137 qui doivent nécessairement être associées à des sédiments récents. Les sections de ce sondage qui contiennent du Cs-137 dont l'activité est inférieure à 8 mBq/g, pourraient contenir des particules fines appartenant originalement aux sections supérieures. Le sondage F, plus à l'est que le sondage H, présente une couche mince de sédiments récents mais est associé à un site favorable à la rétention, comme le démontrent la perte au feu et l'activité en Cs-137, similaires dans les deux sondages sur plusieurs cm.

Le secteur III est représenté par les sondages I et J. Bien que l'activité en Cs-137 n'apparaisse que dans le premier cm du sondage I, les autres paramètres sont semblables à ceux du sondage H, du secteur II adjacent, indiquant une capacité d'accumulation sur ce site. Par contre, aucun paramètre anthropogénique n'est apparent dans les sections du sondage J.

Un seul sondage, peu représentatif, a été prélevé dans le secteur IV. Les données analytiques de ce sondage montrent une très faible contribution anthropogénique dans ces sédiments, en dépit de la proximité de sources terrestres.

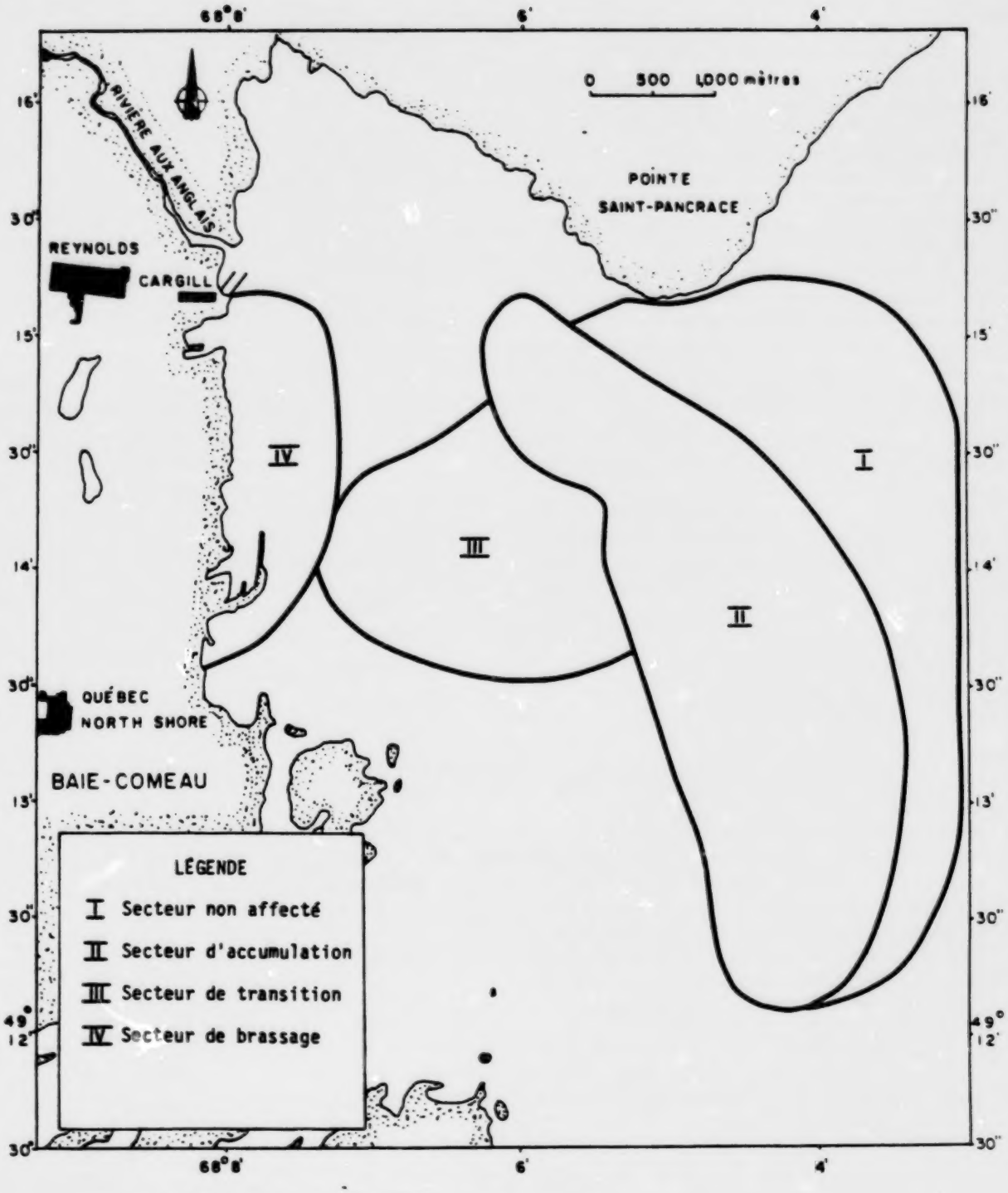

Figure 9. Délimitation des secteurs géochimiques homogènes.

L'accumulation de sédiments fins dans la Baie-des-Anglais est donc associée aux zones de moyenne profondeur, où le pourcentage de sable est inférieur à 70 % et la perte au feu supérieur à 2 %. L'épaisseur de la couche accumulée depuis une trentaine d'années dépasse rarement 10 cm avec un taux moyen de sédimentation de 0,2 cm an^{-1}. La fraction fine de ces sédiments n'est pas très importante et contient peu d'indicateurs ou polluants anthropogéniques. Comparée à certaines zones d'accumulation du Saguenay ou du fleuve Saint-Laurent, la Bais-des-Anglais contient peu de sédiments fins contaminés.

La distribution de surface des BPC s'articule autour des sources de déversements et est contrôlée par la dynamique hydro-sédimentaire qui affecte le littoral de la baie. A ce titre, l'emplacement des sites de rejets des matériaux d'excavation du dragage dans la baie constitue une seconde source d'apport incontrôlable de BPC. En effet, en étant rejeté en deçà de 30 m de profondeur, ces sédiments sont périodiquement remis en suspension par les courants littoraux, les vagues et les ondes de tempêtes.

On peut résumer comme suit le mouvement des BPC dans la Baie-des-Anglais: à partir de sources terrestres situées à l'ouest de la baie, les BPC adhèrent aux particules en suspension en provenance de sources anthropogéniques locales et se déplacent vers le sud-est mais ne semblent pas s'acheminer vers les grandes profondeurs (> 100 m) proches de la Pointe St-Pancrace (Serodes et Barbeau, 1984). Au contraire, les sédiments contaminés se concentrent autour des isobathes 70 et 80 m en contrebas du delta de la rivière Manicouagan jusqu'à 5 km vers le large. Cette zone d'accumulation ne semble pas s'étendre plus au large.

Les contaminants associés aux sédiments séjournent donc peu de temps sur les zones littorales de faible profondeur et sont évacués en direction sud-est où ils s'accumulent vers 75 m de profondeur.

ORGANISMES MARINS

Suite aux premiers résultats obtenus (Bertrand et al., 1986; Delval et al., 1986), le buccin a été reconnu comme l'espèce la plus représentative des conditions et du degré de contamination des sédiments de la Baie-des-Anglais. Cette espèce a un mode d'alimentation de type carnivore-charognard avec une forte propension à l'ingestion de sédiments de fond (Hancock, 1967). Ce faisant, il accumule les BPC au gré des concentrations mesurées dans les sédiments. Nous avons aussi utilisé la moule bleue. Le choix de cet organisme filtreur repose sur sa physiologie et sa position trophique. Les teneurs de substances toxiques dans cet organisme reflètent celles des mêmes substances à l'état dissous et en suspension puisque la moule bleue utilise les particules en suspension comme nourriture. La moule bleue est donc considérée comme un excellent indicateur pour mesurer le degré de contamination de ces paramètres (Phillips, 1976a, b, 1977; Cossa et al., 1980; Cossa et al., 1983) et pour compléter l'information fournie par les analyses des buccins.

Teneurs en BPC dans le buccin

Les buccins furent récoltés au cours de trois années consécutives: 1984, 1985 et 1986. Les résultats bruts sont présentés à l'annexe 5.

Campagne 1984

La première année d'échantillonnage, seulement deux stations servaient à la capture des buccins (annexe 5). Il ressort de ces données que la longueur et le poids moyen des buccins échantillonnés étaient respectivement

de 62,7 mm et 45,8 g et correspondaient, pour cette région, à des individus matures (Villemure et Lamoureux, 1975). Les teneurs moyennes de BPC sont respectivement de 0,647 ± 0,157 µg g^{-1} à la station 1 et de 0,292 ± 0,003 µg g^{-1} à la station 2, la station la plus éloignée de la source présentant la valeur la plus faible. Les teneurs en BPC mesurées dans les viscères sont grosso modo un millier de fois supérieures aux teneurs mesurées dans les chairs. Selon Paul (1984), les viscères des buccins de la Baie-des-Anglais accumulent jusqu'à 90 % des teneurs en BPC mesurées dans les buccins entiers. Ceci démontre le rôle primordial joué par certains organes dans l'accumulation des micro- polluants.

Campagne 1985

Les teneurs en BPC mesurées dans les individus récoltés en 1985 varient de 0,075 µg g^{-1} à 0,996 µg g^{-1} avec une teneur moyenne de 0,370 ± 0,285 µg g^{-1}. Les teneurs les plus élevées se retrouvent aux stations 9, 10 et 11 (profondeur variant de 20 m à 50 m) situées immédiatement au droit de l'Anse du Moulin sur les sites de rejets de matériaux de dragage. Les buccins prélevés à ces stations étaient les plus gros (longueur et poids) individus capturés dans la baie. Il est possible que les fortes teneurs en matière organique mesurées à ces stations favorisent un régime nutritif exceptionnellement riche pour le buccin (Gowanloch, 1926).

Les individus capturés en 1985 mesuraient en moyenne 69,73 ± 7,01 mm et pesaient 18,07 ± 8,93 g. On a observé, de plus, une forte dépendance ($r = 0,94$; $p < 0.05$) entre le poids et la longueur des individus récoltés. La forte variabilité notée au niveau du poids résulte probablement du fait que l'on n'ait pas tenu compte de l'état physiologique des individus mesurés. On note également une relation significative entre les teneurs en BPC et le poids des buccins ($r = 0,74$; $p < 0.05$). Les teneurs en BPC les plus faibles se retrouvent aux stations 5 et 6 situées au large de la Pointe St-Pancrace.

Campagne 1986

En 1986, l'échantillonnage consistait à caractériser les sédiments les plus contaminés de la baie pour vérifier la dépendance linéaire observée l'année précédente entre les BPC observées dans les sédiments et dans les organismes.

La teneur moyenne en BPC était de 0,112 ± 0,068 µg g^{-1} avec un minimum de 0,025 µg g^{-1} atteint à la station 4, station la plus éloignée de l'Anse du Moulin, et un maximum de 0,250 ± 0,156 µg g^{-1} mesuré à la station 12 située à la proximité de l'Anse du Moulin. Les buccins prélevés aux stations situées près de l'Anse du Moulin étaient les plus contaminées alors que les buccins provenant des stations plus éloignées étaient les moins contaminés.

Comparaison des teneurs en BPC dans les buccins et les sédiments

Dans la Baie-des-Anglais, les relations pouvant exister entre le degré de contamination des sédiments et des organismes marins n'a pas fait l'objet d'analyses spécifiques, bien qu'on ait déjà fait ressortir la présence d'un gradient de contamination nord-ouest - sud-est dans les sédiments (Bertrand et al., 1986) et dans les moules bleues (Delval et al., 1986).

Les résultats obtenus fournissent des données intéressantes sur cet aspect particulier du transfert probable des contaminants de la phase sédimentaire à la phase biologique.

Ces données proviennent exclusivement des deux dernières années d'échantillonnage. En

1985, si l'on considère uniquement les teneurs en BPC, on observe une très forte dépendance linéaire ($r = 0,97$; $p < 0,05$) entre les teneurs mesurées dans les sédiments et les teneurs mesurées dans les buccins aux mêmes stations, en dépit du fait que les teneurs dans les buccins ne dépassent pas 0,996 $\mu g\ g^{-1}$ pour une station (47) où les BPC dans les sédiments atteignent les teneurs maximales de l'ordre de 3,22 $\mu g\ g^{-1}$. En 1986, un indice de corrélation de 0,77 ($p < 0,05$) fut obtenu entre les mêmes variables. Ceci suggère fortement que le degré de contamination des buccins est relié linéairement au degré de contamination des sédiments. Le rapport de ces deux variables pour la Baie-des-Anglais est d'approximativement 1:3,5.

En considérant ce rapport du point de vue des Arochlores, on observe qu'en 1985 les résidus d'Arochlore-1254 représentaient 63 % des BPC mesurées dans les buccins (tableau 2) alors que les mêmes résidus organiques ne comptaient que pour 45 % des BPC dans les sédiments. D'autre part, les résidus d'Arochlore-1248 composaient 41 % des BPC dans les sédiments et seulement 19 % dans les buccins.

Tableau 2. Distribution des teneurs en BPC dans les sédiments et les buccins par type d'Arochlore.

	Arochlore (%)		
	1248	1254	1260
Sédiments	41	45	14
Buccins	19	63	19

Cette répartition inégale des Arochlores entre les buccins et les sédiments suggèrent que l'assimilation biologique des BPC varient d'un Arochlore à l'autre conformément aux travaux de Nisbit et Sarofin (1972). Les faibles teneurs d'Arochlore-1248 observées chez les buccins de la Baie-des-Anglais indiquent la possibilité que la dégradation biologique des BPC est plus manifeste sur les BPC comportant quatre atomes de chlore et moins. Ceci tend à corroborer les allégations de Connell et Miller (1984) selon qui la dégradation biologique est plus important sur les Arochlores contenant quatre atomes et moins. Les échantillonnages réalisés en 1984 et 1986 ne permettaient pas de corroborer ces observations, car les analyses alors effectuées sur les buccins ne mesuraient uniquement que les teneurs en BPC totaux.

Teneurs en BPC dans la moule bleue

Les valeurs en BPC mesurées dans les tissus mous des moules bleues sont présentées à l'annexe 6. Les teneurs moyennes en 1983 et 1984 étaient respectivement de $0,082 \pm 0,084$ et $0,126 \pm 0,138\ \mu g\ g^{-1}$. En 1983, les teneurs en BPC les plus élevées se retrouvaient aux stations 1 et 2 (figure 10); la station 1 étant située à l'intérieur même de l'Anse du Moulin. En 1984, ce sont les stations 2 et 3 qui présentaient les teneurs les plus importantes. La station 1 ne fut pas échantillonnée en 1984 car le site de la station faisait alors l'objet de travaux de remblayage et de dragage; activités susceptibles d'augmenter la charge de suspension et donc, d'influencer les résultats.

Les mesures de longueurs obtenues de l'échantillonnage de 1983 a permis d'identifier la classe des individus mesurant plus de 6 cm comme étant celle qui présentait les valeurs les plus élevées (tableau 3). Ces données tendent à confirmer le rôle de bioaccumulateur attribué à la moule bleue (Goiberg, 1975), compte tenu qu'il s'agit d'un organisme filtreur et que les concentrations mesurées dans l'eau étaient toujours inférieures à la limite de détection (Paul, 1984).

Tableau 3. Relations entre les classes de taille et les teneurs moyennes de BPC chez la moule bleue (poids sec).

Classe de longueur (cm)	(BPC) ($\mu g\ g^{-1}$)	
3-4	.086	0,083
4-5	.061	0,063
5-6	.079	0,063
6	.123	0,116

La répartition des stations d'échantillonnage permet de voir des variations spatiales dans les teneurs en BPC. De façon générale, les teneurs en BPC diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte ouest de la baie. Ce gradient décroissant ouest-est exprimé en poids humide à la figure 10 est confirmé par les deux années d'échantillonnage.

Les teneurs en BPC mesurées en 1984 sont partout supérieures aux valeurs obtenues pour les mêmes stations en 1983, ce qui pourrait suggérer une accumulation annuelle importante des BPC dans la moule bleue. Cependant, comme les moules échantillonnées en 1983 n'ont pas été récoltées pendant la même période de l'année et que les classes de longueur n'ont pas été établies, il convient d'éviter ce type d'interprétation, d'autant plus que ces paramètres sont reconnus pour induire des variations importants dans les teneurs mesurées des polluants (Cossa et Rondeau, 1985; Cossa et al., 1983; Picard-Bérubé et al., 1983; Cossa et al., 1980).

La localisation des plus fortes teneurs en BPC aux stations 2 et 3 tend à confirmer l'existence d'un panache d'advection et de dispersion orienté sud - sud-est avec comme source l'Anse du Moulin.

CONCLUSION

Les résultats de cette étude suggèrent que la contamination de la Baie-des-Anglais par les BPC origine d'une source principale, l'Anse du Moulin, et d'une source secondaire, les sites de rejets de résidus de matériaux de dragage, situés au large des quais de la S.C.M.R.

En raison de leurs caractéristiques géochimiques, le transport des BPC s'effectuerait à partir des quantités importantes de solides en suspension déversés par les effluents industriels locaux. Après avoir adhéré aux particules en suspension, les BPC séjourneraient peu de temps près du littoral et seraient plutôt évacués vers le large en direction sud-est où une partie des particules contaminées se déposerait autour de 70 à 80 m de profondeur à un taux de 0,2 cm an^{-1}.

Les résultats obtenus des organismes marins permettent d'affirmer que le buccin est un indicateur biologique plus approprié que la moule bleue pour circonscrire un panache de dispersion de sédiments contaminés. En effet, alors qu'il est très difficile d'établir des relations entre les teneurs mesurées dans la moule bleue et dans le substrat, nous avons mesuré des relations très étroites entre les teneurs mesurées dans les buccins et dans les sédiments pour les mêmes stations. Par contre, la moule bleue s'est avérée être un excellent indicateur biologique pour repérer une source côtière de contamination. Les résultats suggèrent, notamment, une accumulation annuelle importante des BPC chez la moule bleue. Dans les deux cas, il s'agit d'indicateurs complémentaires à l'analyse des sédiments qui demeure le seul élément capable de localiser avec précision la source et la distribution des contaminants.

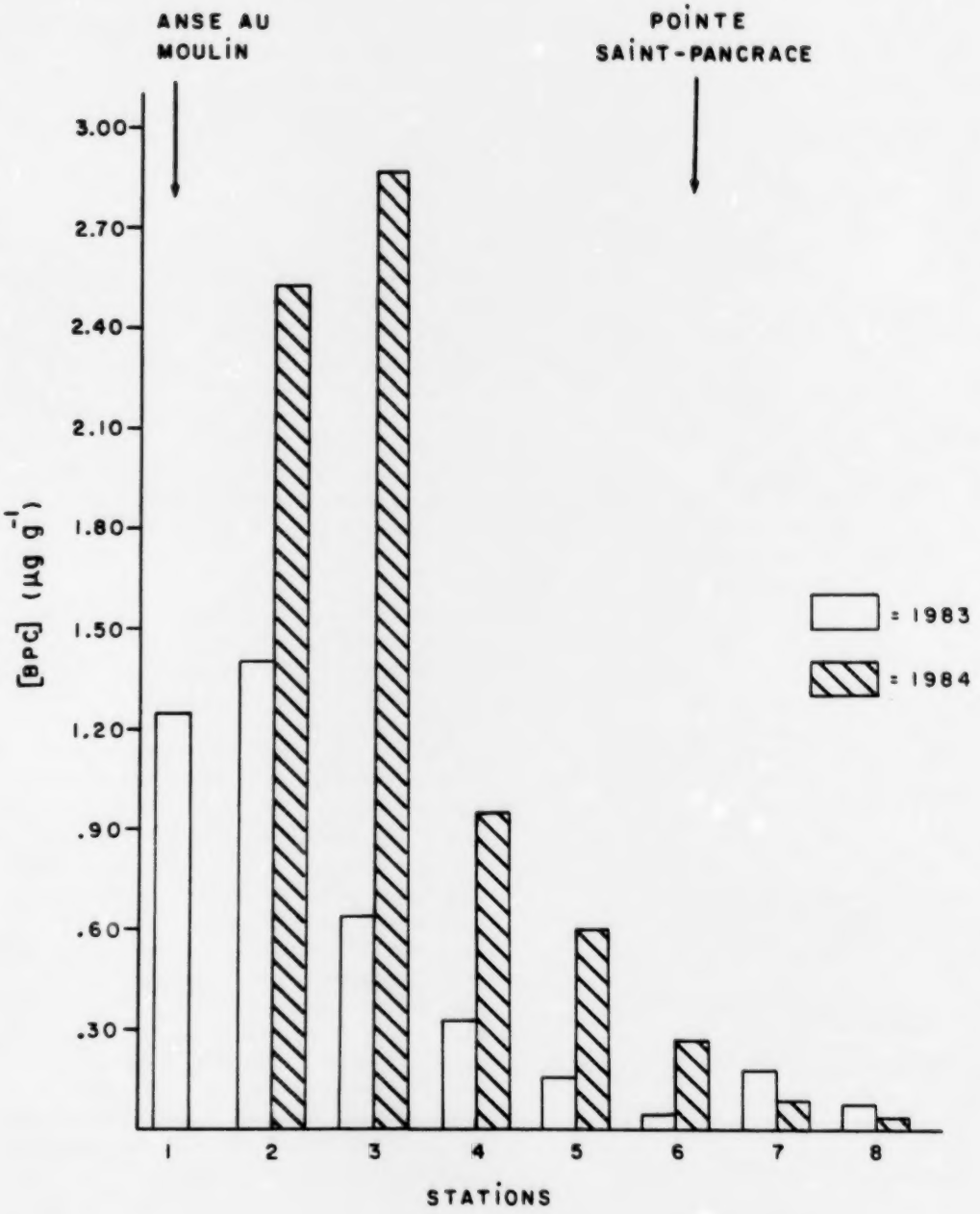

Figure 10. Teneurs en BPC dans la moule bleue pour les campagnes de 1983 et 1984 (poids humide).

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont collaboré aux diverses campagnes d'échantillonnage. En particulier, nous voulons souligner l'excellent travail technique que nous ont apporté Mme Suzanne Fournier et MM. Claude Grondin, Richard Nadeau, Philippe Schawb et André Nadeau.

Nos remerciements s'adressent également à M. Claude Barbeau de l'Université Laval pour ses judicieux conseils concernant les analyses géochimiques. Enfin, nous remercions M. Jean-Baptiste Sérodes de l'Université Laval et Mme Mireille Paul, du Ministère de l'Environnement pour avoir révisé une version préliminaire de ce rapport.

REFERENCES

Addison, R.F. 1983. PCB replacements in dielectric fluids. Environ. Sci. Technol. 17: 486A-493A.

Addison, R.F. 1985. Composés organohalogènes. Dans: Bilan de santé du nord-ouest de l'Atlantique. Rapport du comité interministériel sur les questions environnementales. Environnement Canada et Pêches et Océans. 197 p.

Barbeau, C., R. Bougie et J.E. Côté. 1981. Variations spatiales et temporelles du Cs-137 et du carbone dans des sédiments du fjord du Saguenay. Can. J. Earth Sci. 18: 1004-1011.

Bertrand, P., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. Concentrations en biphényles polychlorés et en métaux dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 568: viii + 50 p.

Bopp, R.F., H.J. Simpson, R.O. Curtis et N. Kostik. 1981. Polychlorinated Biphenyles in Sediment of the Tidal Hudson River, New-York. Environ. Sci. and Technol. 15: 210-216.

Bouyoucos, G.J. 1936. Direction for making mechanical analysis of soil by the hydrometer method. Soil Sci. 42: 225-229.

Bureau d'étude sur les substances toxiques. 1980. Les méthodes d'analyse des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés. Comité de normalisation des méthodes d'analyse. Gouvernement du Québec. 184 p.

Choi, W.W. et V. Chen Kenneth. 1976. Associations of chlorinated hydrocarbon with fine particles and humic substances in nearshore superficial sediments. Environ. Sci. Technol. 10: 782-786.

Connell, D.W. et G.J. Miller. 1984. Polychlorinated Biphenyls and Other Synthetic Organic Compounds, p. 250-283. In: Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley and Sons.

Conseil national de recherches du Canada. 1979. Polychlorobyphényles. Critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. Ottawa. 208 p.

Cummins, K.W. 1962. An evaluation of some techniques for collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. Am. Midl. Nat. 67: 477-504.

Cossa, D., E. Bourget, D. Pouliot, J. Pluze et J.P. Chanut. 1980. Geographical and Seasonal Variations in the Relationship Between Trace Metal Content and Body Weight in Mytilus edulis. Mar. Biol. 58: 7-14.

Cossa, D., M. Picarb-Bérubé et J.P. Gouygou. 1983. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Mussels from the Estuary and Northwestern Gulf of St. Lawrence. Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31: 41-47.

Cossa, D. et J.G. Rondeau. 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of Mytilus edulis in a estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Mar. Biol. 75: 1-7.

Deival, C.F., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. Polychlorinated biphenyl residues from Baie-des-Anglais (Baie-Comeau, Québec, St. Lawrence estuary). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 823-829.

Dionne, J.C. et R. Lévesque. 1987. La longueur du littoral québécois, en particulier celui de la Baie d'Ungava. Bull. A.Q.U.A. 13: 55-59.

Duinker, J.C. 1980. Suspended matter in estuaries: adsorption and desorption processes, p. 121-151. In: E. Olausson et I. Cato {éd.}. Chemistry and Biochemistry of estuaries. John Wiley and Sons. N.Y.

Dunigan, E.P. et C.W. Francis. 1972. Adsorption and desorption of Co-60, Sr-85 and Cs-137 on Soil Humic Acid. Soil Sci. 114: 495-496.

El-Sabh, M.I. 1979. The lower St. Lawrence estuary as a physical oceanographic system. Naturaliste can. 106: 55-73.

Environnement Canada. 1979. Analytical Methods Manual. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Ottawa. 484 p.

Fries, G.F. 1982. Potential polychlorinated Biphenyl Residues in Animal Products from Application of Contaminated Sewage Sludge to Land. J. Environ. Qual. 11: 14-20.

Gagné, R. et J. Guimont. 1982. Méthode de dosages d'éléments de trace dans les sédiments, les roches et les eaux. Centre de Recherches minérales. Ac-9.

Goldberg, E.D. 1975. The mussel watch a first step in the global marine monitoring. Mar. Pollut. Bull. 6: 111.

Gowanloch, J.N. 1926. Contribution to the study of marine gastropods II. The intertidal life of Buccinum undatum L., a study in nonadoption. Contrib. Can. Biol. Fish. N.S. 3: 167-177.

Gray, J.S. 1981. The Ecology of Marine Sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities. Cambridge University Press. 185 p.

Grondin, D. 1985. Spéciations radiochimique et chimique du plomb anthropogénique dans les sédiments. Thèse de doctorat. Université Laval. 110 p.

Hancock, D.A. 1967. Whelks. Fisheries Laboratory. Brunham on Crouch. Essex. Laboratory Leaflet (New-Series). 15: 1-14.

Haines, T.H. 1970. Algal sulfolipids and chlorosulfolipids, p. 129-142. In: J.E. Zajic {éd.}. Properties and Products of Algae. Plenum Press. New-York.

Hargrave, B.T. et K. Kranck. 1976. Adsorption and transport of pollutants and suspended particles. Symposium on Non-biological transport and transportation of pollutants on land and water: Processes and critical data required for predictive description. National Bureau of Standards. Gaithersburg. Maryland: 1-8.

Hutzinger, O., S. Safe et V. Zitko. 1974. The chemistry of PCBs. CRC Press. Boca Raton. Florida. 269 p.

Inman, D.L. et B.M. Brush. 1973. The coasta challenge. Science. 181: 20-32.

King, C.A.M. 1966. Techniques in geomorphology. Edward Arnold, Londres. 342 p.

Kranck, K. 1974. The role of flocculation in the transport of particulate pollutants in the marine environment. In: Proc. Int. Conc. Transport of Persistant Chemicals in Aquatic Ecosystem. National Research Council. Ottawa. Canada.

Loring, D.H. et D.J.G. Nota. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Fish. Res. Board Can. Bull. 182: 147 p.

Major et Martin Inc. 1976. Aménagement industrialo-portuaire de la zone de Baie-Comeau-Hauterive. Tomes 1, 2, 3.

Marchand, M. 1983. Les hydrocarbures halogénés. Océanis 9: 539-559.

Martin, J.M., M. Meybeck, F. Salvadori et A. Thomas. 1976. Pollution chimique des estuaires: état actuel des connaissances. Rapp. Scient. Techn. C.N.E.X.O. 22. 284 p.

Martin, J.M. 1983. Avant-propos. Dans: Aspects chimiques des estuaires. Océanis 9: 515-517.

Ministère des Affaires sociales, Ministère de l'Environnement et Centre de Toxicologie du Québec. 1984. Contamination des produits de la pêche dans la région de Baie-Comeau, contamination par les biphényles polychlorés, intoxication paralysante par les mollusques. Gouvernement du Québec. BR 3050. 12 p.

Ministère des Travaux publics du Canada. 1983. Etude de l'agitation et de la sédimentation: Ports de refuge, Québec. 1534-1984.

National Academy of Sciences. 1979. Polychlorinated biphenyls. Washington, D.C. 242 p.

Nimmo, D.R., P.D. Wilson, R.R. Blackman, A.J. Wilson. 1971. Polychlorinated Biphenyl Absorbed from Sediments by Fiddler Crabs and Pink Shrimp. Nature 231: 50-52.

Nisbet, C.T. et A.F. Sarofim. 1972. Rates and routes of PCB's in the environment. Environ. Health Perspect. EXP Issue. 1: 21-38.

Oheocha, C., E.N. Chornaire et P. O'Hare. 1962. Some fluorescent substances of the red algae, p. 251-262. In: R.A. Lewin {éd.}. Physiology and Biochemistry of Algae. Academic Press. London.

Olsen, C.R., H.J. Simpson, R.F. Bopp, S.C. Williams, T.H. Peng et B.L. Deck. 1978. Geochemical analysis of the sediments and sedimentation in the Hudson Estuary. J. Sed. Petrol. 48: 401-408.

Olsen, C.R., N.H. Cutshall et I.L. Larsen. 1982. Pollutant Particle Associations and Dynamics in Coastal Marine Environments: A Review. Mar. Chem. 11: 501-533.

Paul, M. 1984. Baie-des-Anglais, Baie-Comeau: Synthèse des analyses de biphényles polychlorés dans les sédiments et la chaîne alimentaire. Document de travail. 84-4. Ser. Qual. des eaux. Min. de l'Env. du Québec. 51 p.

Pearson, T.H. 1972. The effect of industrial effluent from pulp and paper mills on the marine benthic environment. Proc. Royal Soc. London B-180: 469-485.

Phillips, D.H.L. 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. Applied Science Publishers. London. 488 p.

Phillips, D.H.L. 1976a. The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol. 38: 59-69.

Phillips, D.H.L. 1976b. The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. II. Relationship of metals in the mussel to those discharged by industry. Mar. Biol. 38: 71-80.

Phillips, D.H.L. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments: a review. Environ. Pollut. 13: 281-317.

Picard-Bérubé, M. et D. Cossa. 1983. Teneurs en Benzo 3,4 Pirene chez Mytilus edulis L. de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Mar. Environ. Res. 10: 63-71.

Postma, H. 1967. Sediments transport and sedimentation in the estuarine environment, p. 158-179. In: G.H. Lauff éd. . Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83. Washington. D.C.

Reynolds, L.M. and T. Cooper. 1975. Analysis of organochlorine residues in fish water quality parameters. Am. Soc. Testing Materials 573: 196-205.

Schnitzer, M. et S.V. Khan. 1972. Humic Substances in the Environment. Marcel Dekker. New-York. 9-27.

Sérodes, J-B. et C. Barbeau, 1984. Etude sédimentologique de la Baie-des-Anglais et de la Baie de Sept-Iles. Rapport présenté au ministère des Pêches et des Océans, Division de l'habitat du poisson. 31 p.

Shaw, G.R. et D.W. Connell. 1984. Physicochemical properties controlling polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in aquatic organisms. Environ. Sci. Technol. 18: 18-23.

Simpson, H.J., C.R. Olson, S.C. Williams et R.M. Tuir. 1976. More-Made Radionuclides and Sedimentation in the Hudson River Estuary. Science. 194: 179-183.

Syvitski, J.P.M., N. Silverberg, G. Ouellet et K.W. Asprey. 1983. First observations of benthos and seston from submersible in the lower St. Lawrence Estuary. Géogr. Phys. et Quat. 37: 227-240.

Thomson, R.E. 1984. Océanographie de la côte de la Colombie-Britannique. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 56: 317 p.

Tinsley, I.J. 1979. Chemical Concepts in Pollutant Behavior. John Wiley et Sons. New-York. 288 p.

Trépanier, J.P. 1984. Biphényles polychlorés: informations générales et situation au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec. Service d'analyse des études d'impact. 192 p.

Trudel, L. 1985. Rapport de travaux de maîtrise. Département de chimie, Université Laval. 52 p.

Villemure, L. et P. Lamoureux. 1975. Inventaire et biologie des populations de buccins (Buccinum undatum L.) sur la rive sud de l'estuaire maritime du Saint-Laurent en 1974. Cahiers d'information No 69. Ministère de l'Industrie et du Commerce. Direction des pêches maritimes. Direction de la recherche. 41 p.

Wasserman, M., D. Wasserman, S. Cucos et H.J. Miller. 1979. Word PCBs Map: Storage and effects in man and his biologic environment in the 1970's. Ann. N.Y. Acad. Sci. 320, 69.

Wentworth, C.K. 1919. A laboratory and field study of cobble abrasion. J. Geol. 27: 507-521.

West, R. et P.G. Hatcher. 1980. Polychlorinated biphenyls in sewage sludge of the New-York bight. Mar. Pollut. Bull. 11: 126-129.

Who. 1976. Environmental Health Criteria 11. Polychlorinated biphenyls and terphenyls. World Health Organization. Geneva. 85 p.

Wildish, D.G., C.D. Metcalf, H.M. Akagi and D.W. McLease. 1980. Flux of Arochlore-1254 Between Estuarine Sediments and Water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 20-26.

ANNEXES

Annexe 1. Granulométrie des sédiments de surface des campagnes de 1984 et 1985.

STATIONS	SABLE %	LIMON %	ARGILE %	MATIÈRE ORGANIQUE %	PÉLITE %
1984					
1	78	15	7	3.0	22
3	66	21	13	5.5	34
4	70	20	10	4.6	30
5	70	20	10	4.0	30
6	83	11	6	1.7	17
7	85	10	5	3.1	15
9	66	23	11	5.3	34
10	66	24	10	7.5	34
11	70	20	10	9.0	30
12	66	25	9	7.4	34
13	86	10	4	2.0	14
14	84	11	5	2.6	16
15	81	15	4	3.0	19
17	97	1	2	0.3	3
18	00[1]	0	0	22.0	0
19	94	4	2	1.0	6
20	87	10	3	2.3	13
21	86	8	6	5.0	14
22	82	14	4	6.0	18
23	82	14	4	4.1	18
24	85	12	3	4.8	15
25	99	1	0	0.4	1
26	97	2	1	0.3	3
27	98	1	1	0.3	2
28	76	23	1	3.7	24
1985					
29	37	42	20	8.2	61
30	26	50	24	6.2	74
31	60	20	20	4.3	40
32	60	27	12	3.7	39
33	48	32	19	4.5	51
34	71	18	10	3.0	28
35	54	32	14	4.6	46
36	33	44	22	5.7	66
37	55	25	19	5.0	44
38	47	31	16	3.5	47

[1] Contenu en matière organique trop élevé pour faire les analyses granulométriques.

Annexe 2. Indice de classement des sédiments de surface de la campagne de 1984 (selon King, 1966).

STATIONS	$Md\phi$[1] (mm)	$M\phi$[2] (mm)	$QD\phi$[3] (mm)	INDICE DE CLASSEMENT
1	1.00	1.10	0.90	Modéré
3	1.40	1.80	1.60	Faible
4	2.00	1.90	1.20	Modéré
5	2.00	1.90	1.20	Modéré
6	0.90	0.90	0.70	Bien
7	0.90	0.80	0.50	Très bien
9	1.20	1.60	1.50	Faible
10	1.20	1.60	1.50	Faible
11	2.00	1.90	1.20	Modéré
12	1.20	1.50	1.30	Faible
13	0.90	0.80	0.50	Très bien
14	1.00	1.00	0.80	Bien
15	1.00	0.90	0.70	Bien
17	0.60	0.60	0.50	Très bien
18	----	----	----	---------
19	0.60	0.60	0.50	Très bien
20	1.00	0.80	0.50	Très bien
21	0.90	0.80	0.50	Très bien
22	0.90	0.90	0.70	Bien
23	0.90	0.90	0.70	Bien
24	0.90	0.80	0.50	Très bien
25	0.40	0.40	0.40	Très bien
26	0.60	0.20	-0.05	Très bien
27	0.60	0.20	-0.05	Très bien
28	1.10	1.00	0.70	Bien

1 $Md\phi$ = Dimension médiane des particules.
2 $M\phi$ = Dimension moyenne des particules.
3 $QD_\phi = (\phi 75 - \phi 25/2)$ où phi (ϕ) = $/\log_2$ de la dimension des particules.

Annexe 3. Teneur en BPC dans les sédiments de surface des campagnes de 1984, 1985 et 1986.

CAMPAGNE DE 1984				CAMPAGNE DE 1985					CAMPAGNE DE 1986			
STATIONS	AROCHLORE		$[BPC]^1$	STATIONS	AROCHLORE			$[BPC]$	STATIONS	AROCHLORE		$[BPC]^1$
	1248	1254	($\mu g\ g^{-1}$)		1248	1254	1260	($\mu g\ g^{-1}$)		1248	1254	($\mu g\ g^{-1}$)
1	0.005[2]	0.018	0.023	29	0.200	0.210	0.099	0.509	22	0.490	0.330	0.820
3	0.005	0.005	0.010									
4	0.081	0.024	0.105	30	0.079	0.087	0.041	0.207	23	0.860	0.600	1.460
5	0.005	0.040	0.045									
6	0.027	0.005	0.032	31	0.005	0.005	0.005	0.015	39	0.340	0.130	0.470
7	0.032	0.040	0.072									
9	0.005	0.185	0.190	32	0.047	0.039	0.030	0.116	40	0.380	0.330	0.710
13	0.045	0.020	0.065									
14	0.137	0.043	0.180	33	0.130	0.180	0.005	0.315	41	0.120	0.120	0.250
15	0.370	0.217	0.587									
17	0.005	0.005	0.010	34	0.005	0.005	0.005	0.015	42	0.210	0.150	0.360
18	0.626	0.256	0.882									
19	0.005	0.005	0.010	35	0.110	0.110	0.005	0.225	43	0.160	0.170	0.330
20	0.289	0.072	0.361									
21	0.015	0.275	0.290	36	0.033	0.038	0.022	0.093	44	0.250	0.125	0.360
22	2.610	0.610	3.220									
23	1.470	0.410	1.880	37	0.005	0.031	0.005	0.041	45	0.025	0.025	0.050
24	0.840	0.330	1.170									
25	0.005	0.005	0.010	38	0.035	0.015	0.005	0.055				
27	0.005	0.005	0.010									
28	2.250	0.460	2.710									

1 L'arochlore-1260 n'a pas été considéré dans le calcul des BPC totaux car aucun échantillon n'indiquait de teneurs supérieures à la limite de détection.

2 Les valeurs non-détectées sont indiquées à la moitié de la limite de détection des méthodes analytiques employées lors de la campagne d'échantillonnage.

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages.

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC µg g^{-1}	Cs-137 mBq g^{-1}	Pb µg g^{-1}	Zn µg g^{-1}	MATIÈRE ORGANIQUE %
A.	1	-	0	20	53	1.9
	2	-	0	18	55	1.8
	3	-	0	18	53	1.8
	4	-	0	15	50	1.8
	5	-	0	13	43	1.7
	6	-	-	10	43	1.6
	7	-	-	5	30	1.4
	8	-	-	5	28	1.3
	9	-	-	5	33	1.3
	10	-	-	5	28	1.3
	11	-	-	5	38	1.3
	12	-	-	5	33	1.2
	13	-	-	5	25	1.0
	14	-	-	5	18	1.0
	15	-	-	5	20	1.0
B.	1	0,04	-	28	-	-
	2	0,05	-	-	-	-
	3	< 0,10	-	20	-	-
	4	0,07	-	23	-	-
	5	0,06	-	20	-	-
	6	-	-	15	-	-
	7	0,07	-	15	-	-
	8	0,09	-	18	-	-
	9	0,14	-	18	-	-
	10	0,05	-	15	-	-
	11	-	-	13	-	-
	12	-	-	15	-	-
	13	-	-	10	-	-
	14	-	-	13	-	-
	15	-	-	5	-	-
	16	-	-	8	-	-
	17	-	-	3	-	-
	18	-	-	-	-	-

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages (suite).

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC $\mu g\ g^{-1}$	Cs-137 $mBq\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	MATIÈRE ORGANIQUE %
C.	1	0,07	3	15	45	2.1
	2	0,07	0	15	45	1.8
	3	0,04	0	13	45	1.7
	4	0,04	0	10	35	1.6
	5	< 0,03	0	8	33	1.6
	6	< 0,03	-	10	35	1.6
	7	< 0,03	-	5	30	1.3
	8	< 0,03	-	5	38	1.1
	9	< 0,03	-	5	28	1.1
	10	< 0,03	-	8	25	1.1
	11	-	-	8	28	1.0
	12	-	-	8	30	0.6
	13	-	-	8	30	0.9
	14	-	-	5	25	0.8
	15	-	-	5	28	0.6
D.	1	0,07	-	23	-	-
	2	0,07	-	20	-	-
	3	0,04	-	18	-	-
	4	0,04	-	13	-	-
	5	< 0,03	-	10	-	-
	6	< 0,03	-	5	-	-
	7	< 0,03	-	5	-	-
	8	< 0,03	-	5	-	-
	9	< 0,03	-	-	-	-
	10	< 0,03	-	0	-	-
	11	-	-	0	-	-
	12	-	-	3	-	-
	13	-	-	5	-	-
	14	-	-	0	-	-
	15	-	-	8	-	-
	16	-	-	0	-	-
	17	-	-	3	-	-
	18	-	-	3	-	-
	19	-	-	3	-	-
	20	-	-	3	-	-

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages (suite).

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC $\mu g\ g^{-1}$	Cs-137 $mBq\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	MATIÈRE ORGANIQUE %
E.	1	0,07	0	30	-	-
	2	1,5	0	18	-	-
	3	0,07	0	18	-	-
	4	0,09	0	15	-	-
	5	0,11	-	13	-	-
	6	0,09	-	8	-	-
	7	0,04	-	13	-	-
	8	-	-	10	-	-
	9	-	-	10	-	-
	10	-	-	8	-	-
	11	-	-	10	-	-
	12	-	-	5	-	-
	13	-	-	10	-	-
	14	-	-	5	-	-
	15	-	-	0	-	-
	16	-	-	8	-	-
	17	-	-	8	-	-
	18	-	-	0	-	-
	19	-	-	5	-	-
	20	-	-	8	-	-
F.	1	-	0	15	38	-
	2	-	36	13	30	-
	3	-	30	8	25	-
	4	-	29	8	20	-
	5	-	28	8	20	-
	6	-	0	10	24	-
	7	-	0	10	20	-
	8	-	0	10	25	-
	9	-	0	10	15	-
	10	-	0	8	20	-
	11	-	0	13	30	-
	12	-	0	10	25	-
	13	-	0	10	18	-
	14	-	0	10	30	-
	15	-	0	10	23	-

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages (suite).

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC $\mu g\ g^{-1}$	Cs-137 $mBq\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	MATIÈRE ORGANIQUE %
G.	1	0,05	-	20	-	-
	2	0,03	-	15	-	-
	3	0,08	-	15	-	-
	4	< 0,03	-	18	-	-
	5	< 1,00	-	20	-	-
	6	0,05	-	15	-	-
	7	< 0,03	-	13	-	-
	8	-	-	18	-	-
	9	-	-	13	-	-
	10	-	-	10	-	-
	11	-	-	8	-	-
	12	-	-	10	-	-
	13	-	-	8	-	-
	14	-	-	8	-	-
	15	-	-	8	-	-
	16	-	-	8	-	-
	17	-	-	5	-	-
	18	-	-	8	-	-
	19	-	-	8	-	-
	20	-	-	3	-	-
H.	1	0,13	30	25	45	4.0
	2	0,16	53	25	58	3.6
	3	0,11	42	15	40	2.9
	4	0,06	35	13	35	3.3
	5	0,02	31	13	40	2.8
	6	0,01	21	15	53	2.6
	7	-	13	13	48	2.3
	8	-	8	15	45	1.9
	9	-	18	8	38	1.7
	10	-	18	18	35	1.4
	11	-	8	8	35	1.3
	12	-	6	5	58	1.2
	13	-	5	5	55	1.0
	14	-	8	8	75	1.0
	15	-	13	13	50	1.0

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages (suite).

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC $\mu g\ g^{-1}$	Cs-137 $mBq\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	MATIÈRE ORGANIQUE %
I.	1	0,23	12	28	90	5.7
	2	0,20	0	18	35	3.4
	3	0,16	0	15	28	4.0
	4	0,22	0	13	38	3.4
	5	-	0	18	30	5.3
	6	-	-	15	28	2.1
	7	-	-	15	33	1.5
	8	-	-	13	30	1.3
	9	-	-	15	25	2.1
	10	-	-	15	20	1.0
	11	-	-	13	23	1.1
	12	-	-	18	20	4.5
	13	-	-	20	20	0.9
	14	-	-	13	25	1.0
	15	-	-	18	28	1.0
	16	-	-	15	25	0.8
	17	-	-	18	20	0.7
	18	-	-	5	20	0.8
	19	-	-	5	10	1.3
	20	-	-	10	20	1.6
	21	-	-	8	23	2.8
	22	-	-	5	28	1.2
	23	-	-	13	30	2.2
	24	-	-	13	30	1.1
	25	-	-	0	28	1.0
	26	-	-	5	30	3.2
	27	-	-	5	28	1.1
	28	-	-	3	33	1.2
J.	1	-	0	3	18	1.0
	2	-	0	5	20	0.8
	3	-	0	5	20	1.2
	4	-	0	8	25	0.8
	5	-	0	5	23	1.1
	6	-	-	5	25	0.9
	7	-	-	5	23	1.3
	8	-	-	3	25	0.7

Annexe 4. Teneur en BPC, Césium, Plomb, Zinc et pourcentage de matière organique dans les sondages (suite).

NO SONDAGE	PROFONDEUR (cm)	BPC $\mu g\ g^{-1}$	Cs-137 $mBq\ g^{-1}$	Pb $\mu g\ g^{-1}$	Zn $\mu g\ g^{-1}$	MATIÈRE ORGANIQUE %
J. (suite)	9	-	-	5	23	1.6
	10	-	-	5	25	2.0
	11	-	-	3	20	1.8
	12	-	-	8	20	2.9
	13	-	-	8	23	2.3
	14	-	-	8	25	1.9
	15	-	-	5	23	1.8
	16	-	-	3	25	1.9
	17	-	-	5	25	1.7
	18	-	-	3	28	2.0
	19	-	-	3	28	2.0
	20	-	-	5	23	2.0
	21	-	-	3	25	2.0
	22	-	-	5	18	2.2
K.	1	-	2	15	68	3.0
	2	-	0	15	65	3.0
	3	-	0	15	65	2.4
	4	-	0	13	63	2.8
	5	-	0	15	90	2.6
	6	-	-	15	75	2.5
	7	-	-	15	73	2.3
	8	-	-	13	60	2.1
	9	-	-	13	70	1.8
	10	-	-	13	78	1.8
	11	-	-	10	58	1.6
	12	-	-	13	58	1.2
	13	-	-	18	65	1.3
	14	-	-	13	53	1.1
	15	-	-	13	48	1.0

Annexe 5. Teneur en BPC dans les buccins recueillis lors des campagnes de 1984, 1985 et 1986.

CAMPAGNE DE 1984		CAMPAGNE DE 1985		CAMPAGNE DE 1986	
Stations	[BPC] ($\mu g\ g^{-1}$)	Stations	[BPC] ($\mu g\ g^{-1}$)	Stations	[BPC] ($\mu g\ g^{-1}$)
1	0,647 ± 0,157 (n = 4)	3	0,322[1]	4	< 0,025
2[2]	0,292 ± 0,003 (n = 4)	4	0,138	5	0,070
-	-	5	0,329	9	0,140
-	-	6	0,328	12	0,250 ± 0,156 (n = 3)
-	-	7	0,113	13	0,190 ± 0,098 (n = 4)
-	-	8	0,075	14	0,100
-	-	9	0,996	15	0,065
-	-	10	0,551	16	0,090
-	-	11	0,484	17	0,090 ± 0,080 (n = 2)

[1] Une seule valeur disponible.

[2] Une analyse comparative des teneurs en BPC dans les chairs et les viscères des individus de trois échantillons de cette station montre des valeurs inférieures au seuil de détection (< 0,001) dans le cas des chairs et une teneur moyenne de 0,923 $\mu g\ g^{-1}$ ± 0,077 dans les viscères.

Annexe 6. Teneur moyenne en BPC ($\mu g\ g^{-1}$) dans les moules bleues recueillies au cours des campagnes de 1983 et 1984 (écart-type).

STATIONS	CAMPAGNE DE 1983	CAMPAGNE DE 1984
1[1]	0,158 (0,040)	-
2	0,320 (0,014)	0,177 (0,100)
3	0,364 (0,029)	0,081 (0,084)
4	0,096 (0,078)	0,042 (0,039)
5	0,076 (0,041)	0,020 (0,013)
6	0,035 (0,040)	0,006 (0,008)
7	0,012 (0,003)	0,023 (0,032)
8[1]	0,005 (0,001)	0,010 (0,008)

[1] Station témoin: Ilets Jérémie